



Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – Vurdering af forureningsrisici for grundvand

Fjendbo Petersen, Mette; Clausen, Liselotte; Vezzaro, Luca; Sølling, Jens; Sølling, Jens; Eriksson, Eva; Mikkelsen, Peter Steen

Publication date:
2012

Document Version
Publisher's PDF, also known as Version of record

[Link back to DTU Orbit](#)

Citation (APA):
Fjendbo Petersen, M., Clausen, L., Vezzaro, L., Sølling, J., Sølling, J., Eriksson, E., & Mikkelsen, P. S. (2012). *Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – Vurdering af forureningsrisici for grundvand*. Naturstyrelsen. <http://www.naturstyrelsen.dk/NR/rdonlyres/3BEF9CB5-97DC-4DDE-809B-05CFFF8BA612/0/NSTAfstr%C3%B8mningfratagfladerogbef%C3%A6stedearealerENDELIGRAPPORT12FEBRUAR2013.pdf>

General rights

Copyright and moral rights for the publications made accessible in the public portal are retained by the authors and/or other copyright owners and it is a condition of accessing publications that users recognise and abide by the legal requirements associated with these rights.

- Users may download and print one copy of any publication from the public portal for the purpose of private study or research.
- You may not further distribute the material or use it for any profit-making activity or commercial gain
- You may freely distribute the URL identifying the publication in the public portal

If you believe that this document breaches copyright please contact us providing details, and we will remove access to the work immediately and investigate your claim.



Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer - Vurdering af forureningsrisici for grundvand

Januar 2013



Titel:

Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – Vurdering af forureningsrisici for grundvandet

Emneord:

Regn, afstrømning, nedsivning, forurening, grundvand, befæstede arealer, hustage

Udgiver:

Naturstyrelsen

Ansvarlig institution:

Naturstyrelsen

Forfatter:

Mette Fjendbo Petersen, Krüger A/S
Liselotte Clausen, Krüger A/S
Jens Sølling, Krüger A/S
Luca Vezzaro, Krüger A/S
Eva Eriksson, DTU Miljø
Peter Steen Mikkelsen, DTU Miljø

Sprog:

Dansk

År:

2013

ISBN nr. elektronisk version:

978-87-7279-592-8

Resume:

Projektet er gennemført som et litteraturstudie, hvor forureningsrisici for afstrømning af regnvand fra henholdsvis tage og befæstede arealer er undersøgt. Der er i forbindelse hermed identificeret i alt 267 forurenende stoffer i afstrømmet regnvand. Risikoen for grundvandsforurening ved nedsivning af regnvand er vurderet for alle de identificerede stoffer ud fra en risikoscreening baseret på kvalitetskrav, mobilitet og nedbrydning. Screeningen viser, at lidt over halvdelen af disse stoffer potentielt udgør en risiko for grundvandet. Der er derfor foretaget en vurdering af muligheder for rensning af regnvand, der nedsives til grundvandet.

Må citeres med kildeangivelse.

Forbehold:

Naturstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøministeriet. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Naturstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Naturstyrelsen finder, at indholdet er af interesse for en bredere kreds

Indholdsfortegnelse

| | | |
|-------|---|----|
| 1 | Indledning | 3 |
| 2 | Baggrund og formål | 5 |
| 2.1 | Definitioner og projektafgrænsning | 5 |
| 2.2 | Projektindhold..... | 5 |
| 3 | Litteraturstudie – sammenfatning af eksisterende viden | 8 |
| 3.1 | Kilder og oplande til forurenende stoffer i afstrømmet regnvand..... | 8 |
| 3.2 | Fremgangsmåde for litteraturstudie | 11 |
| 3.3 | Danske undersøgelser af målte forurenende stoffer | 12 |
| 3.4 | Databearbejdning | 14 |
| 3.4.1 | Opdeling i oplande | 14 |
| 3.4.2 | Rapporterede forurenende stoffer | 14 |
| 3.4.3 | Tabeller for forurenende stoffer..... | 15 |
| 3.5 | Resultat af litteraturgennemgangen | 16 |
| 3.5.1 | Generelle kvalitetsparametre i afstrømmet regnvand | 17 |
| 3.5.2 | Forurenende stoffer i afstrømmet regnvand..... | 20 |
| 3.6 | Sammenfatning..... | 26 |
| 4 | Risikovurdering ved nedsivning af regnvand | 27 |
| 4.1 | Metode for risikoscreening af forurenende stoffer..... | 27 |
| 4.2 | Resultater af risikovurdering for miljøfremmede organiske stoffer og metaller | 31 |
| 4.3 | Forurenende stoffer..... | 36 |
| 4.4 | Pathogene forureninger..... | 44 |
| 4.5 | Diskussion af resultater..... | 45 |
| 4.6 | Stofflukse | 47 |
| 4.7 | Sammenfatning af risikovurdering | 49 |
| 5 | Teknologier til rensning af regnvand | 50 |
| 5.1 | Fjernelsesprocesser | 50 |
| 5.2 | Naturlige processer i teknologier til nedsivning af regnvand | 50 |
| 5.3 | Evaluering af stoffers fjernelsespotentiale ved de forskellige processer | 51 |
| 5.4 | Parametre som indgår i vurdering af teknologier | 53 |
| 5.5 | Eksisterende teknologier til rensning af regnvand | 54 |
| 5.6 | Danske undersøgelser..... | 56 |
| 5.6.1 | Kombination af teknologier | 56 |
| 5.6.2 | Filterjord..... | 57 |
| 5.6.3 | Dobbeltporøs filtrering | 58 |
| 5.6.4 | 3FM og skivefilter..... | 59 |
| 5.6.5 | Skivefilter | 61 |

| | | |
|-------|--|----|
| 5.7 | Kommercielle produkter | 61 |
| 5.8 | Muligheder for udvikling af teknologier til rensning af regnvand | 62 |
| 5.8.1 | Behov for yderligere undersøgelser | 62 |
| 5.8.2 | Teknologiudvikling | 63 |
| 6 | Sammenfatning og anbefalinger | 65 |
| 6.1 | Sammenfatning af eksisterende viden | 65 |
| 6.2 | Risikovurdering af nedsivning af regnvand | 66 |
| 6.3 | Muligheder for rensning af regnvand | 68 |
| 6.4 | Anbefalinger for yderligere undersøgelser | 69 |
| 7 | Referencer | 71 |

Bilagsliste

| | |
|---------|---|
| Bilag 1 | Miljøfremmede stoffer observeret i Danmarks grundvand |
| Bilag 2 | Områder med drikkevandsinteresser |
| Bilag 3 | Observerede stofkoncentrationer i litteraturen |
| Bilag 4 | Fysisk/kemiske data og resultater af risikovurdering |

1 Indledning

Denne rapport om "Afløb fra tagflader og befæstede arealer – vurdering af forureningsrisici for grundvand" indgår i et større udredningsarbejde igangsat af Naturstyrelsen i 3. kvartal 2012 vedrørende byudvikling inden for områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) og indvindingsoplande uden for OSD. Udredningsarbejdet knytter sig til vandplanernes retningslinjer 40 og 41, som danner grundlaget for lokalisering af aktiviteter i OSD og indvindingsoplande uden for OSD.

Ved udarbejdelse af redegørelsen for byudvikling i OSD er der fra flere sider peget på, at der ikke eksisterer et tilstrækkeligt fagligt grundlag til at vurdere byudviklingens påvirkning af grundvandsressourcen, både med hensyn til grundvandets kvalitet og mængde.

Vandplanernes miljømål sætter øget fokus på behovet for at bibeholde bynære drikkevandsindvindinger, således at den regionale vandforsynings påvirkning af vandløb og vådområder mindskes. Hertil kommer, at der med de tiltagende udfordringer som følge af klimaeffekter er fokus på håndteringen af vand i byerne.

Supplerende udredninger af sammenhænge mellem byudvikling og grundvandsressourcen adresserer således dels behovet for at styrke det faglige grundlag, dels muligheden for teknologiudvikling inden for et aktuelt emneområde.

På den baggrund har Naturstyrelsen igangsat følgende projekter inden for emneområdet "Grundvandsressourcen under byerne"

- Byudvikling og risiko for forurening af grundvandet med pesticider
- Grundvandsbeskyttelse i andre lande mht. pesticider
- Grundvandsdannelse ved forskellige typer byudvikling
- Risiko for forurening af grundvandet ved forskellige typer glatførebekæmpelse
- Afstrømning fra tagflader og befæstede arealer – vurdering af forureningsrisici for grundvand

Udredningsarbejderne i denne rapport er gennemført i perioden september – december 2012 med deltagelse af medarbejdere fra Krüger A/S og med faglig sparring fra lektor Peter Steen Mikkelsen og lektor Eva Eriksson på DTU-Miljø.

I forbindelse med udredningsarbejderne er der afholdt et møde med en af Naturstyrelsen udpeget følgegruppe bestående af repræsentanter fra:

- Miljøstyrelsen v/ Steen Marcher
- Energistyrelsen v/ Lars Bang-Jensen
- Kommunernes Landsforening (KL) v/ Niels Philip Jensen
- Dansk Vand- og Spildevandsforening (DANVA) v/ Claus Vangsgård
- Dansk Miljøteknologi v/ Mads Leerbech Jensen
- GEUS v/ Walter Brüsck

Fra Naturstyrelsen deltog Thomas Hansen, som formand for følgegruppen.

2 Baggrund og formål

2.1 Definitioner og projektafgrænsning

Afstrømning af regnvand fra både tagflader og befæstede arealer kan medføre en forurening af det overfladevand, som siver ned til grundvandet. Denne problemstilling er særlig påtrængende ved byudvikling inden for områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) og indvindingsoplande til almene vandforsyninger uden for OSD; se bilag 2.

Risikoen i forhold til grundvandet er forskellig for de to typer afstrømning af regnvand. For tagvand knytter risikoen sig til, at der kan ske forurening af regnvandet ved afsmitning fra materialer og bakteriologisk forurening ved lokal afledning af regnvand (LAR).

For afstrømning af vand fra befæstede arealer knytter risikoen sig til de stoffer, som er anvendt på arealerne f.eks. ved spild eller ukrudtsbekæmpelse, og biprodukter ved forbrændingsprocesser.

Formålet med projektet er at undersøge forureningsrisici for to typer af afstrømning af regnvand. Projektet er gennemført som et litteraturstudie, hvor den eksisterende viden fra Danmark og udlandet er gennemgået og sammenfattet. I forlængelse af denne sammenfatning konkluderes i projektet mht. behovet for supplerende undersøgelser af forureningsrisici ved afløb fra tagflader og befæstede arealer.

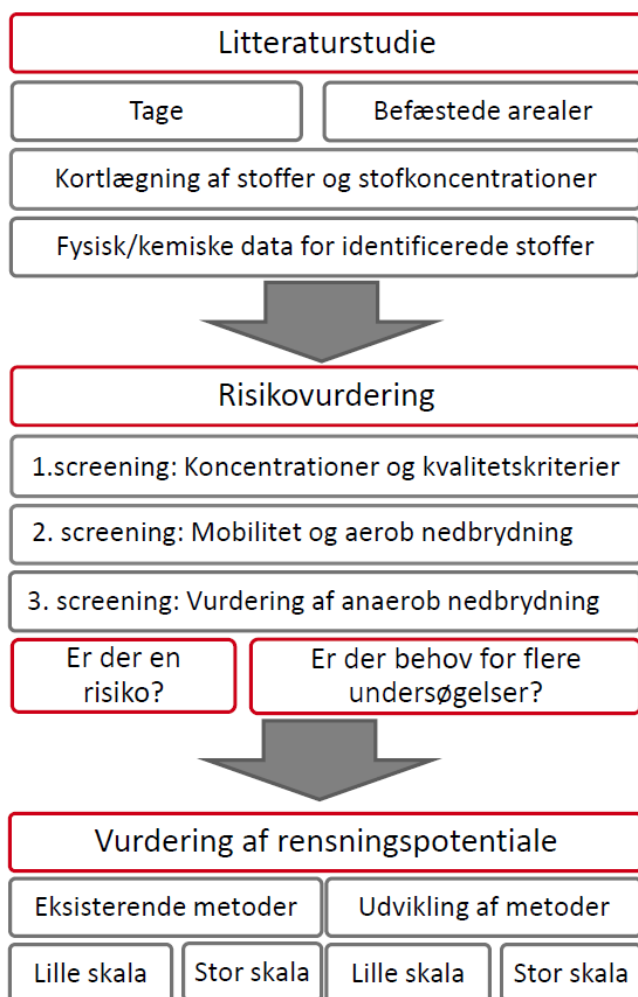
I forlængelse af undersøgelsen er der desuden udarbejdet en vurdering af mulighederne for teknologiudvikling mht. rensning af tagvand og vand fra befæstede arealer ved nedsivning. Der er forskel på regnvand og regnvand afstrømmet fra urbane overflader, men for at lette sproget, anvendes de to udtryk synonymt i denne rapport.

2.2 Projektindhold

Strategien for nærværende udredningsarbejde er vist i figur 1.

Arbejdet er overordnet inddelt i følgende tre trin:

1. Litteraturstudie
2. Risikovurdering
3. Vurdering af rensningspotentialer



Figur 1 Projektindhold

Litteraturstudie

Indledningsvis er der udført et omfattende litteraturstudie, hvor data fra både dansk og international faglitteratur er sammenfattet. Formålet med litteraturstudiet har været at kortlægge hvilke stoffer og stofkoncentrationer, der er påvist i regnvand, der afstrømmer fra henholdsvis tage og befæstede arealer. For de identificerede stoffer er der endvidere indhentet viden om de identificerede stoffers fysisk-kemiske egenskaber med henblik på at udføre en risikovurdering.

Risikovurdering

På baggrund af litteraturstudiet er der udført en risikovurdering i forhold til forurening af grundvandet. Risikovurderingen er udført som en risikoscreening, hvor det vurderes, om hvert enkelt stof vil kunne udgøre en risiko for grundvandet. Risikoscreeningen er inddelt i 3 trin, hvor risikoen vurderes ud fra de observerede stofkoncentrationer, og stoffernes mobilitet og nedbrydning i henholdsvis aerobe og anaerobe miljøer. Screeningen har til formål at frasorte-

re de forurenende stoffer, som enten ikke forekommer i koncentrationer, der overskrider kvalitetskrav, eller som har en lav mobilitet i jord og samtidigt er let nedbrydelige.

Vurdering af rensningspotentiale

For at vurdere muligheder for rensning af de stoffer, som potentielt kan udgøre en risiko for grundvandsressourcen, er den eksisterende viden om relevante renseteknologier opsamlet og potentialet for teknologiudvikling er vurderet. Der er ved gennemgangen primært fokus på den danske praksis på området.

3 Litteraturstudie – sammenfatning af eksisterende viden

3.1 Kilder og oplande til forurenende stoffer i afstrømmet regnvand

Regnvand forurenes af forskellige forureningskilder ved afstrømning fra byområder. Der er overordnet fire typer af forureningskilder:

- Frigivelse fra materialer
- Atmosfærisk deposition
- Menneskelige aktiviteter
- Animalsk aktivitet

I rapporten 'Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer' af Ledin et al. (2004) er de fire forureningskilder inddelt i underpunkter, som præsenteret i tabel 1.

Der er mange forskellige typer materialer, som kan frigive forurenende stoffer, og 'Frigivelse fra materialer' er derfor yderligere inddelt i bygninger, veje og biler, og disse tre grupper har ligeledes underinddelinger jf. tabel 1.

Atmosfærisk deposition kan både være våd og tør. Ved våd deposition skyller regnen partiklerne ud af atmosfæren, og ved tør deposition aflejres partiklerne på overflader.

Den menneskelige aktivitet omfatter brug af pesticider, vejsalt og brandbekæmpelsesmidler samt menneskeligt forårsagede spild og uheld. Animalsk aktivitet udgøres primært af fækalier afsat på overflader.

Tabel 1 Kilder til forurening af afstrømmet regnvand (Ledin et al., 2004)

| 1. Frigivelse fra materialer | | | | |
|------------------------------|---|--|---|--|
| | 1.1 Bygninger inkl. tage, carporte, hegn og legeredskaber | | | |
| | | 1.1.1 Byggematerialer 1.1.2 Tagpap 1.1.3 Tagplader 1.1.4 Tegl 1.1.5 Metaltag 1.1.6 Tagrender og nedløbsrør 1.1.7 Tagcementsten 1.1.8 Stråtag 1.1.9 Fibercement, asbestfrit tag 1.1.10 Mursten 1.1.11 Beton 1.1.12 Cement 1.1.13 Træ 1.1.14 Plast 1.1.15 Træimpregneringsmidler 1.1.16 Maling og lak 1.1.17 Pigmenter 1.1.18 Udfyldningsmidler 1.1.19 Fugemasse 1.1.20 Spartelmasse 1.1.21 Lim 1.1.22 Inddækning 1.1.23 Vinduesprofiler 1.1.24 Vinduer 1.1.25 Døre 1.1.26 Facadebeklædning 1.1.27 Facaderensning 1.1.28 Opsamlingsbeholder | | |
| | 1.2 Veje, stier og fortove | | | |
| | | 1.2.1 Asfalt 1.2.2 Sten i asfalt 1.2.3 Cement 1.2.4 Støv | | |
| | 1.3 Biler | | | |
| | | 1.3.1 Bremses 1.3.2 Dæk 1.3.3 Udstødning 1.3.4 Sprinklervæske | | |
| | 2. Atmosfærisk deposition | | | |
| | | 2.1 Våd deposition | | |
| | | 2.2 Tør deposition | | |
| | 3. Menneskelig aktivitet | | | |
| | | 3.1 Kemikaliespredning | | |
| | | | 3.1.1 Bekæmpelsesmidler 3.1.2 Vejsaltning 3.1.3 Spild og tekniske uheld 3.1.4 Brandslukningsmidler | |
| | | 4. Animalsk aktivitet | | |

Graden af forurening i afstrømmet regnvand afhænger i høj grad af anvendelsestypen og anvendelsesintensiteten for det pågældende areal. F.eks. viser undersøgelser, at forureningsindholdet i vejvand er proportionalt med antallet af køretøjer (Kjølholt et al., 1997).

I byområder kan det afstrømmede regnvand opdeles i følgende oplande (Eriksson et al., 2005):

- Hustage
- Veje
- Parkeringsarealer
- Rekreative områder
- Gårdarealer
- Uspecificerede oplande

Koncentrationerne af forurenende stoffer er ofte målt i afstrømmet regnvand fra separat-kloakerede områder, hvorfor afstrømningen stammer fra alle de ovenfor nævnte oplande. Denne type regnvand er i nærværende rapport benævnt "uspecificeret regnvand".

Som følge af de mange kilder til forurenende stoffer og de mange forskellige oplande med forskellige anvendelsestype og intensitet kan regnvand, der afstrømmer fra byområder, indeholde et stort antal forurenende stoffer fra forskellige stofgrupper. Undersøgelser af forurennet regnvand inkluderer typisk stoffer fra de følgende grupper:

- Tungmetaller
- Pesticider
- Polycykliske aromatiske forbindelser (PAH'er)
- Oliekomponenter
- Andre organiske stoffer
- Suspenderet stof, SS
- BOD/COD (Biologisk og kemisk iltforbrug)
- Næringsstoffer
- Klorid
- Pathogener

Indenfor de forskellige stofgrupper, er der store variationer i de rapporterede koncentrationer af forurenende stoffer. Dette skyldes, at regnhændelser er karakteriseret ved forskellige varigheder og intensiteter, og begge egenskaber påvirker stofkoncentrationerne og -mængderne i det afstrømmede regnvand.

For mange forureningskomponenter gælder der en såkaldt "first flush"-effekt, hvilket betyder, at stofkoncentrationerne er størst i starten af en regnhændelse. De forurenende stoffer er i tørvejr akkumuleret på overfladerne, og de skylles derfor af i starten af en regnhændelse. Stofkoncentrationerne falder således i takt med, at det forurenende stof udvaskes. I tilfælde, hvor der sker afsmitning fra materialer, ses "first flush"-effekten ofte ikke, fordi stoffet først

skal frigives (Ledin et al., 2004). Uanset om der er tale om afsmitning fra materialer eller afstrømning af akkumulerede stoffer på overflader, vil der forekomme markante variationer i stofkoncentrationerne i løbet af en regnhændelse. Det er derfor ikke muligt at lave en generaliserende koncentrationsfordeling. I litteraturen anvendes derfor typisk en statistisk beregnet hændelsesmiddelkoncentration, der svarer til koncentrationen i en flowproportional prøve (Ledin et al., 2004).

Generelt må det således konkluderes, at beskrivelsen af forurenende stoffer i regnvand er kompleks, idet antallet af forurenende stoffer og målte koncentrationer afhænger af forureningskilder, opland og hvor og hvordan koncentrationerne er målt eller statistisk bearbejdet. For at få et overblik over hvilke stoffer i regnvand, der potentielt kan udgøre en risiko for grundvandsressourcen, er der i nærværende projekt gennemført et omfattende litteraturstudie. Fremgangsmåden og databearbejdning ved litteratursøgningen beskrives i det følgende.

3.2 Fremgangsmåde for litteraturstudie

Til indsamling af viden om påviste stoffer i afstrømmede regnvand og stofkoncentrationer er der primært anvendt følgende to studier:

- Litteraturstudie udført af Eva Eriksson, DTU Miljø (Eriksson et al., 2005). Litteraturstudiet er ikke publiceret i sin helhed, men data er baggrund for flere publikationer, f.eks. Ledin et al. (2004). Litteraturstudiet omfatter relevante videnskabelige publikationer i perioden 1980 – 2001, og 2 af de vigtigste publikationer er Makepeace et al. (1995) og Kjølholt et al. (1997). Det er i litteraturstudiet angivet, hvor mange lokaliteter og prøver der er basis for det præsenterede koncentrationsinterval, og koncentrationerne er ligeledes inddelt i grupper efter type af overflade, hvorfra vandet afstrømmer. I tilfælde, hvor det ikke kunne afgøres, hvilken overflade regnvandet er afstrømmet fra, f.eks. urbant område, industriområde og beboelsesområde, er data samlet i gruppen uspecificeret afstrømning. Der er ikke inkluderet studier, som måler koncentrationer i recipienter, da andre forureningskilder såsom overløb fra kloak vil påvirke koncentrationsprofilen af recipienten. Det skal bemærkes, at Eriksson et al. (2005) er et omfattende litteraturstudie, der opsummerer i alt 176 internationale videnskabelige publikationer.
- Vollertsen et al. (2012) har indsamlet data fra en omfattende database fra USA (International Stormwater BMP Database) omkring koncentrationer i regnvand afstrømmet fra befæstede arealer. Endvidere inkluderer Vollertsen 3 danske undersøgelser, hvor der er målt stofkoncentrationer i vejvand fra Skovlunde og Bagsværd samt tagvand fra Ørestaden i København. Der er lavet statistiske beregninger for de indhentede koncentrationer, og der er i referencen anvendt 90 % fraktilen af de observerede koncentrationer. Dette er i referencen anvendt som "worst-case" scenarie for maksimale påviste koncentrationer.

For at supplere Erikssons litteraturstudium med den nyeste viden er der i nærværende projekt udført en litteratursøgning, hvor litteraturen udgivet i perioden 2002 – 2012 er gennemgået. Denne litteratursøgning er systematiseret ved at anvende fire forskellige fremgangsmåder til indsamling af relevant litteratur:

- Søgning i DTU Biblioteks artikeldatabase
- Gennemgang af referencelister i den indsamlede litteratur
- Gennemgang af citationer i den indsamlede litteratur ved hjælp af litteraturdatabasen Web of Knowledge
- Generel søgning på internettet, primært med henblik på at indsamle offentlige rapporter fra danske og udenlandske myndigheder

Litteratursøgningen er udført ved at inddele søgningen i emner, hvor der inden for hvert emne er kombineret en række engelske søgeord for at sikre et repræsentativt resultat; se tabel 2. I tilfælde af mange resultater er søgningen blevet yderligere forfinet med flere søgeord. Relevansen af de forskellige artikler er herefter vurderet ved gennemlæsning af abstracts.

Tabel 2 Emner og søgeord anvendt i litteraturstudiet

| Emne | Søgeord |
|---|---|
| Forurenende stoffer i tagvand | Roof runoff, pesticides, pollution, contaminants, collected rainwater, reuse, metals, heavy metals, |
| Forurenende stoffer i afstrømmet regnvand fra urbane områder | Stormwater, storm water, storm, rain, rainwater, drainage, runoff, run off, wet weather, surface, pollution, pollutants, contamination, contaminants, bacteria, pathogens, characterisation, characteristics, quality, collected rainwater, urban, road, street, freeway, highway, motorway, industry, industrial, pavement, parking, residential area, heavy metals, PAH, particles, pesticides, trace compounds, trace metals, trace pollutants |
| Risiko ved nedsivning af regnvand | Groundwater, infiltration, stormwater, rainwater, runoff, risk, contamination, pollution, soakaway, infiltration trench |
| Rensningsteknologier til forurennet regnvand | Filter, adsorption, pollutant, contaminant, removal, technology, stormwater, surface water, flocculation, settling, filtration, BMP, rainwater, heavy metals, PAH, pesticides, particles, clean |

I databasen "Web of Science" er referencelister og citationer for gode videnskabelige artikler gennemgået. Dette er en nyttig fremgangsmåde, idet forskningsgrupper, der arbejder inden for samme område refererer til hinandens publikationer.

3.3 Danske undersøgelser af målte forurenende stoffer

For at datagrundlaget bliver så stort som muligt til vurderingen af, om nedsivende regnvand kan udgøre en trussel for grundvandsressourcen, er det i nærværende undersøgelse valgt at bruge data fra både udenlandske og danske undersøgelser af regnvand. For at skabe et over-

blik over de væsentligste danske undersøgelser af miljøfremmede stoffer i regnvand er de danske undersøgelser, som er fundet ved litteratursøgningen, beskrevet i det følgende.

I 1997 udgav Miljøstyrelsen "Miljøprojekt nr. 355 Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer" (Kjølholt et al., 1997). Udgivelsen repræsenterer et omfattende studie som inkluderer både et litteraturstudie og konkrete undersøgelser. Litteraturstudiet omfatter tungmetaller, PAH'er, pesticider, polychlorerede biphenyler (PCB'er), phthalater, dioxiner og andre stoffer. Måleprogrammet er udført i to oplande (Bagsværd og Skovlunde) og inkluderer tungmetaller, oliekomponenter, chlorerede opløsningsmidler, PAH'er, PCB'er, chlorerede pesticider, chlorerede benzener, chlorphenoler, phthalater, P-triestere, nonylphenol og nonylphenol et til to ethoxylat (NPE 1-2 EO). I sommerperioden er der yderligere analyseret 25 pesticider og nedbrydningsprodukter. Indholdet af chlorerede dioxiner og furaner er senere analyseret i en sedimentprøve fra begge oplande. Analyseprogrammet viser, at der i Danmark forekommer en lang række miljøfremmede stoffer i vand afstrømmet fra befæstede arealer. I alle prøver er der observeret tungmetaller, mange PAH'er, pentachlorophenol, DEHP og andre phthalater, tributyl- og triphenylphosphat samt nonylphenol. 10 af de undersøgte pesticider er påvist. De observerede koncentrationer er generelt i ng/l, og det var kun meget få stoffer, der er fundet i koncentrationer >10 µg/l.

Resultater fra Kjølholt et al. (1997) er inkluderet i data fra Eriksson et al. (2005).

Miljøstyrelsen har i 2004 udgivet "Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer" af Ledin et al. (2004). Dette studie anvender data, der er indsamlet i litteraturstudiet af Eriksson et al. (2005), og der er ikke udført nye undersøgelser i forbindelse med udgivelsen. Studiet omhandler problemer ved brugen af regnvand i husholdningen, og der er derfor meget fokus på de forbundne helbreds- og æstetiske risici samt tekniske problemer. Ledin et al. (2004) identificerede 9 sygdomsfremkaldende organismer og 153 tungmetaller og miljøfremmede stoffer, som potentielt kan være problematiske ved brugen af regnvand i husholdningen.

Birch et al. (2011) har i en screeningkampagne undersøgt forekomsten af miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømmet vand på 5 lokaliteter i Storkøbenhavn. I denne reference er desuden målt effekten af dobbeltporøs filtrering som rensemetode til afstrømmet vejvand. I forbindelse med screeningkampagnen er vandprøverne analyseret for mere end 50 stoffer, der inkluderer stofgrupperne PAH'er, pesticider, tungmetaller, nonylphenoler, phthalater, chlorerede opløsningsmidler, benzen, chlorparafiner og alifater. PAH'er, tungmetaller og DEHP er fundet i alle prøver og i koncentrationer, der overskrider EU's miljøkvalitetskrav for overfladevand.

Glyphosat er fundet i alle prøver, og diuron, isoproturon, terbutylazine og MCPA er fundet i enkelte prøver (Birch et al., 2011).

Asman et al. (2005) har i en periode på halvandet år målt koncentrationer af vådt aflejrede pesticider og nitrophenoler i regnvand ved Roskilde og Oure. Der er her observeret 40 pesticider og metabolitter. De observerede pesticidkoncentrationer er i størrelsesordenen ng/l, hvorimod nitrophenolerne er påvist i størrelsesordenen µg/l. Adskillige forbudte pesticider er detekteret, hvorfor der er en betydelig transport af pesticider over lange distancer.

3.4 Databearbejdning

Den komplette litteratursøgning, som inkluderer både danske og udenlandske undersøgelser har givet anledning til et stort antal data for en lang række forurenende stoffer. For at kunne sammenfatte den eksisterende litteratur om forurenede regnvand i byområder har det været nødvendigt at træffe en række valg omkring databehandlingen, hvilket beskrives i det følgende.

3.4.1 Opdeling i oplande

Oplandene for regnafstrømning er som tidligere beskrevet af betydning for forurenings sammensætningen og forureningsgraden. Oplandene er i denne rapport opdelt i to kategorier:

- Hustage
- Befæstede arealer – inkl. veje, parkeringspladser, rekreative områder, gårdarealer og uspecificeret regnvand

Regnvand fra hustage betragtes generelt som let forurenede. I andre oplande medfører den menneskelige aktivitet, eksempelvis transport og ukrudtsbekæmpelse, at det afstrømmede regnvand sandsynligvis forurennes (Gabriel og Vollertsen, 2012). Derfor er alle oplande, undtagen hustage samlet i kategorien befæstede arealer.

3.4.2 Rapporterede forurenende stoffer

Der er identificeret mange studier fra perioden 2002 – 2012, som undersøger forurening af regnvand, men et stort antal af disse studier præsenterer deres resultater grafisk og/eller rapporterer sumparametre som f.eks. summen af PAH'er. De rapporterede sumparametre repræsenterer ofte et forskelligt antal stoffer, hvilket gør det vanskeligt at sammenligne studierne. I denne rapport er det derfor valgt kun at fokusere på specifikke stoffer, så der ikke kan opstå tvivl om, hvad koncentrationerne repræsenterer. Studier, som angiver sumparametre, er således ikke inkluderet.

3.4.3 Tabeller for forurenende stoffer

For at kortlægge hvor mange forskellige stoffer, der er påvist i regnvand, er samtlige påviste stoffer, der er fundet ved litteratursøgningen, vist i tabeller i bilag 3.1 – 3.22.

Bilagene er opbygget med de kolonner, som er vist i tabel 3.

Tabel 3 Eksempel på tabeller med observerede koncentrationer i afstrømmet regnvand præsenteret i bilag 3.1 – 3.22

| | Koncentrationer µg/L | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/L | | | |
|---------------------|----------------------|------|--------------|-------------------------------|------------------------|-------------------|--------|------|
| | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| Benzo(b)fluoranthen | 0,0007 | 260 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 52* | 5 | 0,0007 | 260 |

I kolonnen "Koncentrationer" er der for hvert stof angivet den lavest og højest observerede værdi sammen med den koncentration, som i nærværende projekt er anvendt til at vurdere, om stofferne udgør en trussel for grundvandsressourcen (hvilket er nærmere beskrevet i kapitel 4 "Risikovurdering").

I kolonnen "Potentielle kilder" er det angivet, hvilke potentielle forureningskilder, der er til de observerede stoffer. Oplysningerne om kilder kommer fra Ledin et al. (2004). Numrene referer til tabel 1 i afsnit 3.1, hvor de potentielle kilder til forurenende stoffer i afstrømmet regnvand er listet.

Under kolonnen "Litteratur" er det for hvert stof angivet, hvilke litteraturkilder der er til de observerede koncentrationer. I litteraturstudiet af Eriksson et al. (2005), som repræsenterer 176 litteraturkilder, er der undersøgelser, hvor antallet af prøver ikke har kunnet bestemmes. I disse tilfælde er antallet af prøver talt som én, og det er markeret med * i bilag 3. Eksemplet i tabel 3, hvor antallet af prøver er 52*, dækker således i realiteten over flere prøver.

Kvaliteten af data er endvidere vurderet og kategoriseret ved lav, middel og høj kvalitet for hvert enkelt stof. Dette har været nødvendigt, da antallet af identificerede data for de påviste stoffer varierer betydeligt. Der er således stoffer, som kun er undersøgt i et enkelt studie og andre stoffer, som der er rapporteret op mod 1.000 værdier for. Kvaliteten af data er vurderet ud fra kriterierne præsenteret i tabel 4.

Tabel 4 Kriterier for vurdering af datakvalitet.

| Datakvalitet | Kriterier | |
|--------------|--------------|-------------------|
| | Antal prøver | Antal lokaliteter |
| Lav | < 30 | 1 – 2 |
| Middel | > 30 | 3 – 9 |
| Høj | > 30 | > 10 |

Tabellerne i bilag 3.1 – 3.22 præsenterer kun stoffer, hvor der er påvist koncentrationer af stofferne. Dette er gjort for at begrænse længden af bilag. Det vil sige, at følgende er udeladt:

- Stoffer som er detekteret, men ikke kvantificeret
- Stoffer, som der er analyseret for, men ikke påvist

3.5 Resultat af litteraturgennemgangen

Litteraturgennemgangen har vist, at de fleste studier, der undersøger forurenede regnvand fokuserer på specifikke grupper af forurenende stoffer, som ofte udgør en risiko ved udledning til overfladevand. De mest rapporterede stofgrupper er tungmetaller og PAH-forbindelser, som begge er trafikrelaterede og har toksiske effekter på smådyrsfaunaen i vandløb og søer (Wium-Andersen et al. 2010; Knudsen et al., 2001). Tungmetaller og PAH-forbindelser sorber kraftigt til jordpartikler, hvorfor de generelt ikke forventes at blive transporteret til grundvandet. Dette illustrerer, at det ikke nødvendigvis er de samme stofgrupper, som udgør en risiko for overfladevand som for grundvand. Derfor er der i denne rapport rapporteret alle forurenende stoffer, som er identificeret af Eriksson et al. (2005), Vollertsen et al. (2012) og i nærværende litteraturstudie.

I alt har litteratursøgningen givet anledning til fund af 267 forskellige stoffer og 6 typer patogener i afstrømmet regnvand, jf. bilag 3.1-3.22. Det meget store antal stoffer illustrerer dermed tydeligt kompleksiteten af forurenede regnvand.

På verdensplan anvendes imidlertid hundrede tusinder af miljøfremmede stoffer, og der er således potentielt mange flere stoffer i afstrømmet regnvand end identificeret i dette studie. For at et stof er rapporteret, skal det være analyseret, og der er mange stoffer, som der ikke undersøges for. Forekomsten af forurenende stoffer identificeret i litteraturstudiet skal således ikke opfattes som en endelig liste over forurenende stoffer i afstrømmet regnvand, men en indikation på, hvilke stoffer der kan påvises, hvis der analyseres på det afstrømmede regnvand.

Udover det store antal påviste stoffer har litteratursøgningen tydeligt vist, at koncentrationsintervallerne for de observerede stoffer varierer betydeligt (ofte flere dekader). Det fremgår af bilag 3.1-3.22, at for en række stoffer er de maksimale påviste koncentrationer meget ekstreme. Dette skyldes bl.a. målinger på særlige lokaliteter (f.eks. områder med store tagflader

med kobber) og forskellige fremgangsmåder for prøvetagning. Derudover er det af betydning om koncentrationen repræsenterer "first flush" eller en gennemsnitsværdi for regnhændelsen. Endvidere er det for metaller afgørende, om vandprøven er blevet filtreret inden analyse. Litteraturgennemgangen viser dermed tydeligt, at det ikke er muligt at angive en generel beskrivelse af afstrømmet regnvand.

Resultaterne for de enkelte stofgrupper er gennemgået i det følgende.

3.5.1 Generelle kvalitetsparametre i afstrømmet regnvand

Generelle kvalitetsparametre, der beskriver regnvandets kvalitet, inkluderer blandt andet indholdet af ilt, organisk materiale, næringsstoffer, alkalinitet, klorid og pH.

Den fysisk/kemiske karakteristika af regnvand, der afstrømmer fra befæstede områder er beskrevet af Ledin et al. (2004), og resultaterne herfra er præsenteret i tabel 5. Der er ikke indsamlet yderligere data omkring disse parametre, da Ledin et al. (2004) repræsenterer et stort antal videnskabelige undersøgelser.

Næringsstoffer

De rapporterede koncentrationer af næringsstoffer inkluderer:

- phosphor, målt som
 - total phosphor
 - indholdet i fosfat
- nitrogen, målt som
 - total nitrogen
 - total Kjeldahl nitrogen (TKN-N)
 - indholdet i ammonium, ammoniak, nitrat og nitrit

Som præsenteret i tabel 5 er der store variationer i de påviste koncentrationer, og maks-koncentrationerne overskrider kvalitetskriterierne for drikkevand. Dette vil imidlertid ikke nødvendigvis være problematisk, da der i grundvandet sker fortynding, og den samlede belastning er et resultat af flere påvirkninger.

Udledning af næringsstoffer til overfladerecipienter er afgørende for vandkvaliteten, hvorfor disse parametre ofte rapporteres i videnskabelige undersøgelser. Denne rapport omhandler imidlertid risikoen for grundvandsressourcen ved nedsivt regnvand, og det vurderes, at tilførslen af næringsstoffer til grundvandet fra denne kilde er lav i forhold til belastningen fra landbruget (EU's nitratdirektiv, 2010). Derfor er koncentrationerne af næringsstoffer og de forbundne risici for grundvandet ikke behandlet yderligere i denne rapport.

Tabel 5 Generelle kvalitetsparametre i afstrømmet regnvand fra befæstede områder (Ledin et al., 2004). Data er sammenstillet med kvalitetskravene for drikkevand (BEK nr. 1340 af 21/12/2011).

| Parameter | Interval | Kvalitetskrav for drikkevand |
|---|--------------|------------------------------|
| Fysiske parametre | | |
| Suspenderet stof, SS (mg/l) | 0,5 – 5.700 | - |
| Ledningsevne ($\mu\text{S}/\text{cm}$) | 0 – 110.000 | > 30 (25 °C) |
| Farve (mg/l eller Pt) | 66 – 279 | 5 |
| Turbiditet (FTU) | 1,5 – 400 | 0,3 |
| Temperatur (°C) | 1 – 31 | <12 |
| Kemiske parametre | | |
| Klorid (mg/l) | 0,7 – 46.000 | 250 |
| Opløst ilt (mg/l) | 0,0 – 14,8 | > 8 |
| Hårdhed, CaCO_3 (mg/l) | 1,5 – 880 | 1,8 – 10,7 |
| pH | 3,8 – 9,8 | 7 – 8,5 |
| Sulfat, SO_4^{2-} (mg/l) | 0,04 – 680 | 250 |
| Sulfider, S^{2-} (mg/l) | 0,0 – 15,0 | |
| Alkalinitet, CaCO_3 (meq/l) | 11 – 520 | |
| Olie og fedt | <0,1 – 161 | |
| TOC (mg/l) | <0,7 – 390 | 4 (NVOC) |
| DOC (mg/l) | 0,3 – 331 | |
| BOD (mg/l) | 1 – 6.700 | |
| COD (mg/l) | 2 – 270.000 | |
| Sum af NH_4^+ - og $\text{NH}_3\text{-N}$ (mg/l) | 0,001 – 19 | 0,039 |
| Sum af NO_3^- - og NO_2^- -N (mg/l) | 0,01 – 23 | 11,3 |
| Total N (mg/l) | 0,2 – 40 | - |
| TKN-N (mg/l) | <0,02 – 400 | - |
| Sum af PO_4^{3-}P | <0,01 – 7,4 | - |
| Total P (mg/L) | <0,001 – 13 | 0,15 |

Organisk materiale

Kvalitetsparametrene for organisk materiale i tabel 5 inkluderer:

- TOC (total organisk kulstof)
- DOC (opløst organisk kulstof)
- BOD (biologisk iltforbrug)
- COD (kemisk iltforbrug)

Disse parametre angiver den totale mængde organisk materiale i en vandprøve, hvilket indebærer, at organiske miljøfremmede stoffer også er inkluderet i disse parametre. De er således et udtryk for, hvor forureningsbelastet vandet er.

Organisk materiale er ligesom næringsstoffer vigtige kvalitetsparametre i forhold til udledning til overfladerecipienter, fordi de er afgørende for vandets iltforbrug. Dette er ikke gældende

for grundvandet, og samleparametrene for organisk materiale er derfor ikke behandlet yderligere i denne rapport. De organiske miljøfremmede stoffer behandles enkeltvis for at evaluere risikoen for grundvandsforurening.

Suspenderet stof

Suspenderet stof er et udtryk for mængden af partikler, der er suspenderet i regnvandet. De store partikler bundfældes ved stillestående vand, hvorimod de fine partikler, også kaldet kolloider forbliver i vandfasen og transporteres videre med vandet. Partiklerne binder sorberende miljøfremmede stoffer, og der kan derfor være en betydelig transport af forurening med suspenderet stof.

Mængden af suspenderet stof udgør massen af både partikler og sorberet stof. Risikoen for grundvandet ud fra mængden af suspenderet stof er ikke vurderet i denne rapport, idet det ikke angiver, hvilke miljøfremmede stoffer der transporteres med partiklerne.

Klorid

Som det ses af tabel 5 kan der i det afstrømmede regnvand forekomme endog meget høje koncentrationer af klorid, idet den maksimalt målte koncentration er 46.000 mg/l, hvilket svarer til 184 gange drikkevandskriteriet. Da klorid er et konservativt stof, som hverken nedbrydes eller bindes til grundvandssedimenter, kan klorid fra det afstrømmede vejvand udgøre en væsentlig trussel mod grundvandsressourcen.

GEUS har i 2009 udført en vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsalt (Kristiansen et al., 2009). I denne undersøgelse er der udført en grundvandsmodellering af kloridbidraget fra vejsalt til grundvandsressourcen i området omkring Storkøbenhavn (Vestegnen). Generelt er stigningen i grundvandets kloridindhold beregnet til omkring 25-40 mg/l som følge af vejsaltningen, men kloridstigningen er meget ulige fordelt over området. Ved de større vejbanefletninger dannes der i flere tilfælde en fane af klorid med kloridstigninger på over 100 mg/l (Kristiansen et al., 2009). Undersøgelsen viser derfor, at klorid fra vejsaltning visse steder kan udgøre en trussel for vandressourcen.

For at undersøge denne problemstilling nærmere har Naturstyrelsen parallelt med nærværende projekt igangsat projektet "Risiko for forurening af grundvandet ved forskellige typer glatførebekæmpelse", som forventes offentliggjort primo 2013. Af samme årsag er problemstillingen ikke beskrevet nærmere i nærværende projekt.

3.5.2 Forurenende stoffer i afstrømmet regnvand

I tabel 6 er resultatet af litteratursøgningen opsummeret, idet tabellen viser antallet af forurenende stoffer, der er identificeret for hver af de to typer oplande. Som tidligere nævnt er der i alt identificeret 267 forurenende stoffer.

Litteratursøgningen har vist, at der er markant forskel på antallet af undersøgelser af forurennet regnvand fra hustage og befæstede arealer. Forurennet vejvand og uspecificeret regnvand er mest undersøgt, og derfor rapporterer litteraturen oftest koncentrationer af trafikrelaterede forureninger heriblandt tungmetaller, PAH'er og oliekomponenter. Regnvand, der afstrømmer fra hustage, rekreative områder og gårdarealer er mindre undersøgt. Der er derfor færre data for forurening af disse typer regnvand end for vejvand og uspecificeret regnvand. Endvidere varierer antallet af undersøgte stoffer for hustage og befæstede arealer. Tabel 6 kan derfor ikke bruges til at konkludere, at der findes flere miljøfremmede stoffer i regnvand fra befæstede arealer end fra hustage, idet forskellen i antal stoffer kan afspejle datagrundlaget.

Tabel 6 Opsummering af antal forurenende stoffer inden for hver stofgruppe, som er observeret i afstrømmet regnvand

| Stofgruppe | Total | Befæstede områder | Hustage |
|------------------------------------|------------|-------------------|------------|
| Metaller | 31 | 31 | 13 |
| PAH'er | 27 | 26 | 19 |
| PCB'er | 10 | 8 | 2 |
| Pesticider | 86 | 75 | 47 |
| Phenoler | 25 | 19 | 11 |
| Ætere | 3 | 3 | 2 |
| Dioxiner og furaner | 18 | 18 | 1 |
| Kulbrinter | 31 | 20 | 17 |
| Halogenerede alifatiske kulbrinter | 18 | 18 | 0 |
| Phthalater og adipater | 9 | 9 | 1 |
| Diverse | 9 | 9 | 0 |
| Total | 267 | 236 | 113 |

Tabellen kan imidlertid bruges til at konkludere, at der i litteraturen er påvist mange forskelligartede miljøfremmede stoffer i både regnvand fra befæstede arealer og i regnvand fra hustage. Det er endvidere bemærkelsesværdigt, hvor mange stoffer der er påvist i regnvand fra hustage, idet tagvand oftest har været betragtet som relativt rent.

I de følgende afsnit beskrives de forskellige observerede stofgrupper og deres forureningskilder herunder de forventede baggrundskoncentrationer fra atmosfærisk deposition.

Asman et al. (2005) og Kjølholt et al. (1997) er blandt de publikationer, som beskriver baggrundsbelastningen med miljøfremmede stoffer. Forurening som afsættes ved atmosfærisk deposition, er ikke lokalitetsbestemt og dermed ikke specifik for belastningen ved byudvikling.

Metaller og uorganiske sporstoffer

Gruppen af metaller og uorganiske sporstoffer identificeret i litteraturstudiet inkluderer tungmetaller, alkalimetaller, jordalkalimetaller og metalloider. Tungmetallers forekomst i regnvand, der er afstrømmet fra befæstede arealer og især veje er undersøgt i mange videnskabelige studier. I regnvand afstrømmet fra befæstede arealer og hustage er der identificeret henholdsvis 31 og 13 forskellige metaller. De mest studerede metaller er tungmetallerne cadmium, krom, kobber, bly og zink, men der er også fundet studier af metaller, som er generelle kvalitetsparametre for drikkevand, f.eks. calcium, jern, natrium, kalium, magnesium og mangan.

For de mest undersøgte tungmetaller er specieringen angivet. Det vil sige, at der udover den totale koncentration er angivet koncentrationer for opløst og suspenderet fase. I tilfælde, hvor speciering ikke har kunnet identificeres, er den pågældende koncentration angivet som total. Dette repræsenterer imidlertid ofte kun partikler $<0,45\ \mu\text{m}$, fordi der lovgivningsmæssigt er fokus på opløste metaller.

Kilderne til metaller i afstrømmende regnvand indebærer primært frigivelse fra materialer. Metaller forekommer i mange byggematerialer, f.eks. hustage, tagrender og nedløbsrør, maling og træimprægneringsmidler samt vinduer. Der sker en stor frigivelse fra veje og biler, blandt andet fra asfalt, slid på bremses og dæk samt udstødningen. Forekomsten af tungmetaller i det afstrømmede regnvand er i tidligere studier fundet til at korrelere med trafikintensitet (Kjølholt et al., 1997). Dette er i overensstemmelse med koncentrationerne af tungmetaller i vand fra befæstede områder og hustage, da de fleste stofkoncentrationer er højere for befæstede områder end for tagvand.

Metaltage og metaltagrender giver anledning til frigivelse af det anvendte metal. Der er således høje koncentrationer af zink og kobber i tagvand, der afstrømmer fra henholdsvis zink- og kobbertage (He, 2002). Derfor er det i nogle områder af Danmark forbudt at bygge huse med metaltage (Vollertsen et al., 2012).

Våd og tør deposition er endnu en kilde til tungmetaller i regnvand. Ifølge Kjølholt et al. (1997) er baggrundskoncentrationen af tungmetaller i størrelsesordenen $0,3 - 20\ \mu\text{g/l}$. Dette er overensstemmende med de observerede koncentrationer i tagvandet fra Ørestaden.

Litteraturstudiet repræsenterer også ældre videnskabelige undersøgelser, og før i tiden var benzin en stor kilde til bly i afstrømmet vejvand. Dette er i dag udfaset (BEK nr 807 af 02/12/1986), og derfor skal de observerede blykoncentrationer og organiske blyforbindelser ikke vurderes som repræsentative for nutidens regnafstrømninger.

PAH'er

I regnvand, der afstrømmer fra befæstede arealer, er der identificeret 26 PAH-forbindelser, og i tagvand er der identificeret 19 PAH'er. Stofferne er velundersøgt i vand fra befæstede områder, hvorimod forekomsten af PAH'er i regnvand fra hustage er mindre undersøgt.

Kilderne til PAH-forurening er i stor grad relateret til trafik, idet de vigtigste kilder er udstødningsgas og frigivelse fra asfalt, dæk og bremses. Der kan også ske frigivelse fra tjæretage. Skiftet til blyfri benzin har haft betydning for udledningen af PAH'er, idet forbrænding af blyfri benzin udleder flere PAH-forbindelser end blyholdig benzin (Kjølholt et al., 1997). Opvarmning af huse ved brug af brændeovne samt våd og tør deposition er ligeledes væsentlige forureningskilder. Ifølge Kjølholt et al. (1997) ligger baggrundskoncentrationen af PAH'er i atmosfærisk deposition i størrelsesordenen 0,005 – 9,5 µg/l.

PAH'er sorberer kraftigt, hvorfor størstedelen af PAH-mængden vil bindes til partikler i vandfasen. Det er således afgørende, om der er målt på den totale eller opløste koncentration, når man på baggrund af måleresultater ønsker at vurdere risikoen for grundvandsforurening.

PCB'er

Polychlorerede bifenyler, PCB'er, er sparsomt undersøgt i afstrømmet regnvand fra hustage og befæstede arealer. Forekomsten af PCB'er i regnvand har fået en øget interesse, fordi stofferne er meget toksiske og kræftfremkaldende. PCB'er har bioakkumulerende effekter, en lav mobilitet og er generelt svært nedbrydelige.

Brugen af PCB'er blev derfor forbudt i Danmark i 1976, men på grund af isolerende og brandhæmmende egenskaber har PCB'er haft en udbredt anvendelse i blandt andet elektroniske apparater og byggematerialer som maling, fugematerialer, termoruder og beton (Jensen, 2003).

Den primære kilde til PCB'er i afstrømmet regnvand er atmosfærisk deposition, men der kan også ske frigivelse fra materialer. Kjølholt et al. (1997) angiver at sumkoncentrationen af PCB'er i atmosfærisk deposition ligger i intervallet 0,6 – 120 ng/l.

Pesticider

Kemikalier til bekæmpelse af ukrudt, svampeangreb og skadedyr inkluderer pesticider og biocider. Pesticider benævner gruppen af stoffer, der anvendes til plantebeskyttelse, mens biocider inkluderer stoffer anvendt til bekæmpelse med alle andre formål, f.eks. beskyttelse af byggematerialer (Wittmer et al., 2011; EU-98/8/EC, 1998). Pesticider og biocider adskiller sig dermed fra hinanden i forhold til deres anvendelse og ikke nødvendigvis i forhold til aktivstof-fet. Det samme aktivstof kan således både anvendes i pesticider og biocider, hvilket blandt andet er tilfældet for diuron, terbuthylazin og tebuconazol (Wittmer et al., 2011). I afstrømmet regnvand er det således ikke muligt at afgøre oplandet for disse stoffer, og af denne grund er pesticider og biocider i denne rapport betragtet under en gruppe, der er benævnt pesticider.

Samfundets massive brug af pesticider og biocider afspejles i afstrømmet regnvand. I regnvand fra hustage og befæstede arealer er der samlet påvist 88 pesticider og nedbrydningsprodukter. Gruppen af pesticider inkluderer herbicider, insekticider og fungicider, og de inkluderer flere forskellige kemiske stofgrupper som phenoxysyrer, organiske chlorforbindelser, organophosphater, triaziner etc. De observerede koncentrationer er generelt mindre end 1 µg/l, men der er også fundet væsentligt højere koncentrationer i det afstrømmede regnvand.

Pesticider og biocider i afstrømmet regnvand kan oprinde fra menneskelige aktiviteter, frigivelse fra materialer og atmosfærisk deposition. Det er således ikke udelukkende de pesticider, som mennesker anvender til ukrudtsbekæmpelse, der kan forventes at findes i det infiltrerende regnvand. Biocider har en bred anvendelse og anvendes i stor stil i byggematerialer (Lassen et al. 2001). En schweizisk undersøgelse har vist, at den samlede anvendte mængde biocider er i samme størrelsesorden som mængden af pesticider anvendt i landbruget (Wittmer et al., 2011). Biocider anvendt i byggematerialer frigives til regnvandet, og biocider anvendt i materialer til hustage og afløbsrør kan derfor forurene tagvand (Bucheli et al., 1998; Burkhardt et al., 2012; Wittmer et al., 2011). Et studie har vist, at udvaskningsgraden for biocider kan overstige udvaskningen af pesticider i landbruget, hvorfor det er vigtigt at inkludere biocider i forebyggelsen af forurenede regnvand (Wittmer et al., 2011).

På befæstede arealer er der strenge restriktioner for anvendelse af pesticider. De eneste lovlige pesticider er glyphosat, diflufenican og sæber/fedtsyrer (Miljøstyrelsen, 2012). Produkter til anvendelse på grønne arealer i byområder, f.eks. plænerens, indeholder også andre pesticider bl.a. mechlorprop og dichlorprop.

I et dansk studie fra 2005 er der målt koncentrationer af pesticider og metabolitter i regn i Roskilde og Oure (Asman et al., 2005). Stofferne er dermed aflejret ved våd deposition. Der

blev målt koncentrationer i størrelsesordenen 0,003 -1,053 µg/l af 40 pesticider og metabolitter, deriblandt pesticider, som ikke længere er lovlig i Danmark. Det viser, at stofferne kan transporteres over meget lange afstande, før de deponeres (Asman et al., 2005). De atmosfærisk deponerede pesticider og metabolitter vil forekomme i det afstrømmede regnvand fra både tage og befæstede områder.

Phenoler

Regn, som afstrømmer fra både hustage og befæstede arealer indeholder phenoler. Der er identificeret henholdsvis 11 og 19 phenoler for hustage og befæstede arealer, og det inkluderer hovedsagligt nitrophenoler, chlorphenoler og metylerede phenoler. Den primære kilde er atmosfærisk deposition, og der er observeret koncentrationer på op til 17,1 µg/l (Kjølholt et al., 1997). Chlorerede phenoler anvendes også i byggematerialer og kan frigives herfra.

Nonylphenoethoxylater og nonylphenol er fundet i afstrømmet regnvand fra befæstede arealer. Nonylphenoethoxylater anvendes i maling og lak og nedbrydes til nonylphenol, som er hormonforstyrrende.

Ætere

Der er identificeret 3 ætere i afstrømmet regnvand. Ætere forekommer i malinger, lak og lim samt i udstødningsgasser fra benzin. Æteren MTBE har tidligere været anvendt i stor grad i blyfri benzin, men er i dag stort set udfaset. MTBE kan afsættes ved atmosfærisk deposition, men koncentrationer herfor er dog ikke identificeret.

Kulbrinter

Gruppen af kulbrinter inkluderer både aromatiske og alifatiske kulbrinter. De aromatiske kulbrinter inkluderer stofgruppen BTEX (benzen, toluen, ethylbenzen og xylene). Gruppen af kulbrinter er bred og har derfor også en bred anvendelse. En række af stofferne kan stamme fra atmosfærisk deposition. De aromatiske kulbrinter forekommer i forskellige kilder forbundet med trafik, f.eks. udstødning, vejstøv, bremseslag og dæk og asfalt. Derudover anvendes nogle stoffer også i byggematerialer.

Halogenerede alifatiske kulbrinter

Halogenerede alifatiske kulbrinter er fundet i afstrømning fra befæstede arealer, mens der ikke er fundet studier, som rapporterer det i tagvand. Der er påvist 18 stoffer i det afstrømmede regnvand. De halogenerede alifatiske kulbrinter anvendes i stor grad i industrien i bl.a. opløsningsmidler, forbrændingsprodukter og tilsætningsstoffer i kemikalier (Kjølholt et al., 1997). Derudover udgør byggematerialer og atmosfærisk deposition forureningskilder til halo-

generede alifatiske kulbrinter. Ved atmosfærisk deposition vil stofferne også forekomme i tagvand.

Phthalater og adipater

Phthalater og adipater er også kaldet blødgørere og anvendes bl.a. i byggematerialer, plastik, maling, lak, fugemasse og asfalt. I litteraturstudiet er der fundet 9 blødgørere i regnvand fra befæstede områder og 1 i tagvand. 6 blødgørere findes i atmosfærisk deposition, og de kan derfor også forventes at blive fundet i tagvand. Der er påvist baggrundskoncentrationer af blødgørere i op til 0,280 µg/l.

Dioxiner og furaner

Polychlorerede dibenzodioxiner og -furaner er fundet i regnvand, der afstrømmer fra befæstede arealer. I tagvand er der kun fundet et studie, der har påvist forekomsten af en dibenzodioxin. De fundne polychlorerede dibenzodioxiner og furaner er afsat ved atmosfærisk deposition. Biltrafik og afbrænding af affald og organiske klorholdige stoffer er kilder dioxiner og furaner.

Diverse

Denne gruppe inkluderer forekomsten af 5 organoblyforbindelser. De er kun undersøgt i et studie af vejvand, som blev foretaget i 80'erne, hvor man stadig anvendte blyholdig benzin. I dag er bly udfaset (BEK nr 807 af 02/12/1986), og det forventes derfor, at koncentrationerne af disse stoffer i det afstrømmede regnvand i dag vil være meget lavere.

Der er identificeret 2 phosphor-tri-estere i regnvand i to danske studier (Kjølholt et al., 1997; Lehmann et al., 1998). Kilden til de to stoffer kan være atmosfærisk deposition, bygge- og imprægneringsmaterialer.

Pathogener

I afstrømmet regnvand fra hustage og befæstede arealer er der identificeret henholdsvis 6 og 5 typer af pathogener, se bilag 3.21 og 3.22.

Animalske og menneskelige aktiviteter kan lede til mikrobiel forurening af det afstrømmede regnvand fra både befæstede arealer og hustage. Det er typisk fækale forureninger fra dyr, som færdes på overflader i kontakt med regn, som er årsag til forureningerne. Der kan også ske opstuvning fra kloak, hvorved der sker forurening med spildevand. På hustage er det overvejende fuglekatter, der forurener, men andre dyr som katte, mår og gnavere kan også færdes på tagene. På befæstede arealer færdes hunde, katte, ræve, fugle og gnavere. Der ses en

sammenhæng mellem menneskelig aktivitet og mængden mikrobiel forurening i regnvandet (Ledin et al., 2004).

3.6 Sammenfatning

Regnvand, der afstrømmer fra befæstede arealer og hustage forurenes af adskillige miljøfremmede stoffer, metaller og patogener på grund af ufuldstændig forbrænding, trafik, anvendelse af pesticider til ukrudtsbekæmpelse, brug af biocider og metaller i byggematerialer, dyrs færden og atmosfærisk aflejrede partikler. Det er derfor vigtigt at vurdere risici forbundet med håndtering af regnvand i byer.

Litteraturstudiet har sammenfattet, at regnvand i byområder kan være meget forurenede både med hensyn til antallet af forurenende stoffer og de forekommende koncentrationer. Litteraturstudiet repræsenterer både nye og ældre videnskabelige publikationer, og derfor må det forventes, at forekomsten og koncentrationerne af de påviste stoffer ændres i takt med, at flere stoffer reguleres lovgivningsmæssigt. Derudover kan det forventes, at fremtidige analyser af ikke tidligere undersøgte stoffer vil tilføje flere stoffer til listen over potentielle forurenende stoffer i afstrømmet regnvand.

4 Risikovurdering ved nedsivning af regnvand

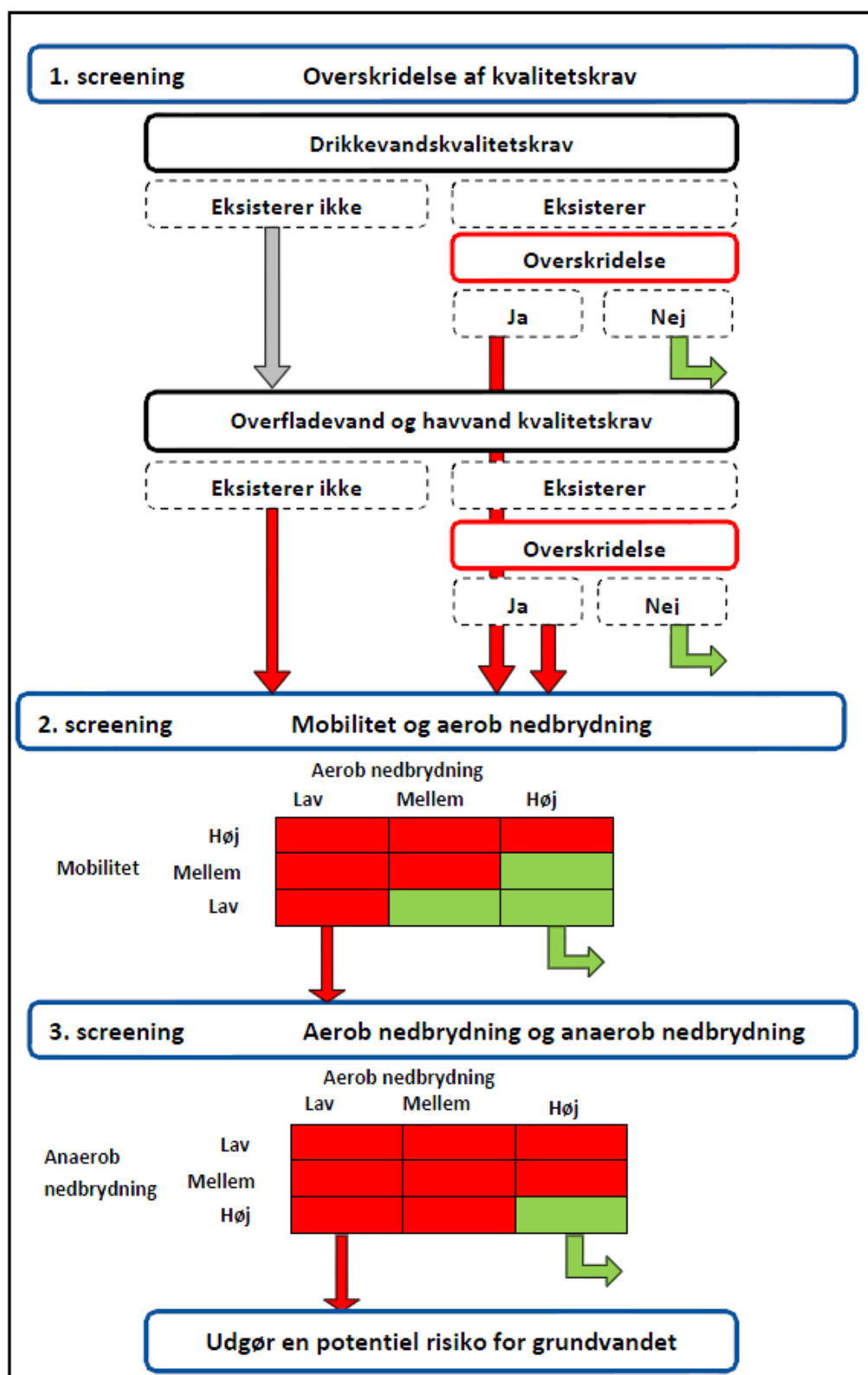
Med udgangspunkt i de påviste koncentrationer af forurenende stoffer i afstrømmet regnvand er der foretaget en risikovurdering i forhold til forurening af grundvandet. Risikovurderingen af de forurenende stoffer i nedsivet regnvand er delt op i miljøfremmede organiske stoffer, metaller og patogener.

Risikovurderingen for de miljøfremmede organiske stoffer og metallerne er udført som en risikoscreening, hvor det vurderes, om hvert enkelt stof vil kunne udgøre en risiko for grundvandet. Den anvendte metode til risikoscreeningen og resultaterne herfra beskrives i det følgende. Risikovurderingen af patogener er ikke foretaget ved en screening men i stedet vurderet ud fra litteraturen.

4.1 Metode for risikoscreening af forurenende stoffer

I litteraturstudiet er der identificeret 267 forurenende stoffer i afstrømmet regnvand fra befæstede arealer og hustage. For at vurdere om stofferne udgør en potentiel risiko for grundvandet, er der foretaget en risikoscreening ud fra de observerede stofkoncentrationer og stofernes mobilitet og nedbrydning i jord. Screeningen har til formål at frasortere de forurenende stoffer, som enten ikke forekommer i koncentrationer, der overskrider kvalitetskrav, eller som har en lav mobilitet i jord og samtidigt er let nedbrydelige. Screeningen indeholder tre trin, som er illustreret i figur 2.

En tilsvarende metode er anvendt af Vollertsen et al. (2012), og den er inspireret af Baun et al. (2006), som har anvendt den til at vurdere risici i forhold til udledningen af afstrømmet regnvand til overfladevand. Metoden er udviklet til organiske miljøfremmede stoffer, men er i dette studie tilpasset metaller.



Figur 2 Fremgangsmåde for risikoscreening af forurenende stoffer i regnvand der nedsives til grundvandet

1. screening

Første trin sammenholder de observerede koncentrationer med vandkvalitetskrav. Forurenende stoffer vil ikke opkoncentreres i vandfasen i jorden under dets vej til grundvandet. Derfor frasorteres stoffer, som overholder kvalitetskravene, og det antages, at stofferne ikke udgør nogen risiko for grundvandet ved nedsivning af regnvand.

Som kvalitetskrav er der først og fremmest anvendt kriterierne for drikkevand; jf. Bek. nr. 1024 af 31/10/2011 (Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg). Ved manglende kvalitetskrav for drikkevand er alternativt anvendt kvalitetskravene for overfladevand og havvand, da der her er betydeligt flere kvalitetskrav end for drikkevand; jf. Bek. nr. 1022 af 25. august 2010 (Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet). Denne bekendtgørelse indeholder både en række kvalitetskrav fastsat af EU og en række danske kvalitetskrav, og for flere stoffer er kravene skærpede i forhold til kvalitetskravene for drikkevand.

Som tidligere beskrevet er der stor forskel på koncentrationerne i det afstrømmede regnvand i løbet af en regnhændelse, og der er derfor stor forskel på, om de observerede koncentrationer er maks. koncentrationer ("First flush"-effekt) eller middelkoncentrationer for de enkelte hændelser. I litteraturstudiet har det imidlertid ikke været muligt at identificere den angivne koncentrationstype, og ud fra datagrundlaget kan der således ikke beregnes middelværdier eller statistiske fraktiler (f.eks. 90%-fraktiler) for stofferne. Vollertsen et al. (2012) har baseret deres rapport på få studier, hvor de oprindelige data har været tilgængelige, hvorfor det har været muligt at beregne 90%-fraktiler.

For at udføre risikovurderingen ens for alle stoffer er det valgt at anvende den maksimalt observerede koncentration (se bilag 3.1-3.22), selv om denne i nogle tilfælde vil repræsentere en ekstrem koncentration. Første trin i screeningen repræsenterer derfor en "worst-case" situation.

2. screening

Det andet trin i screeningsprocessen frasorterer forurenende stoffer, der ud fra stoffernes fysisk/kemiske data vurderes til ikke at havne i grundvandet pga. lav mobilitet i jord og/eller let nedbrydelighed under aerobe forhold.

Som det fremgår af figur 2, er der i dette trin følgende tre muligheder for at frasortere et miljøfremmed stof:

- Stoffer, som er let nedbrydelige, og som har en lav mobilitet
- Stoffer, som er let nedbrydelige, og som har en mellem mobilitet
- Stoffer som karakteriseres ved en mellem nedbrydelighed og en lav mobilitet

Grænserne for vurderingerne i screeningsmetoden er præsenteret i tabel 7. For en generel beskrivelse af mobilitetskonstanterne K_d (sorptionskoefficient), K_{oc} (fordelingskoefficienten mellem organisk kulstof og vand) og K_{ow} (fordelingskoefficienten mellem octanol og vand) henvises til Kjeldsen og Christensen (1996). Grænserne for lav, mellem og høj mobilitet og nedbrydning er henholdsvis sat ud fra Baun et al. (2006), Bay et al. (2007) og Miljøministeriet (2010), og de repræsenterer almindeligt anvendte grænser.

Tabel 7 Definition af lav, mellem og høj mobilitet og nedbrydelighed. Værdierne svarer til den Vollertsen et al. (2012) har anvendt.

| | Lav | Mellem | Høj |
|-------------------------------|---|---|--|
| Mobilitet | $K_d \geq 1000$ $K_{oc} \geq 5000$ $\log K_{ow} \geq 4$ | $100 \leq K_d < 1000$ $500 \leq K_{oc} < 5000$ $3 \leq \log K_{ow} < 4$ | $K_d < 100$ $K_{oc} < 500$ $\log K_{ow} < 3$ |
| Aerob nedbrydelighed | $T_{1/2} \geq 180$ dage | $60 \text{ dage} \leq T_{1/2} < 180 \text{ dage}$ | $T_{1/2} < 60$ dage |
| Anaerob nedbrydelighed | $T_{1/2} \geq 180$ dage | $60 \text{ dage} \leq T_{1/2} < 180 \text{ dage}$ | $T_{1/2} < 60$ dage |

Denne screeningsmetode er også anvendt af Vollertsen et al. (2012), og det vurderes som udgangspunkt, at de miljøfremmede stoffer, som opfylder disse krav, vil være nedbrudt, inden de er transporteret til grundvandet.

3. screening

Det sidste trin frasorterer miljøfremmede stoffer, som har en høj nedbrydelighed under både aerobe og anaerobe forhold. Idet disse miljøfremmede stoffer er kommet videre fra det andet screeningstrin, vil stoffer, der frasorteres i det tredje trin, have en høj mobilitet. I de dybere jordlag og i grundvandet er der ofte anaerobe forhold, hvormed en høj anaerob nedbrydelighed vil mindske risikoen for forurening af grundvandet.

Dataindsamling

Der er indsamlet data for mobilitet ($\log K_{ow}$ og K_{oc}) samt aerob og anaerob nedbrydelighed. Databasen "Hazardous Substance Data Bank" (HSDB, 2012), som varetages af "U.S. National Library of Medicine", og den danske pesticiddatabase (Pesticiddatabasen, 2012) er anvendt som primære kilder i indsamlingen af disse data. I tilfælde, hvor data ikke var tilgængelige i HSDB, er EPI SUITE fra U.S. EPA anvendt til at estimere værdier for mobilitet ($\log K_{ow}$), og der er søgt i litteraturen for data om nedbrydelighed.

4.2 Resultater af risikovurdering for miljøfremmede organiske stoffer og metaller

Risikoen for grundvandsressourcen for de miljøfremmede stoffer observeret i afstrømmet regnvand er blevet vurderet ud fra screeningsmetoden præsenteret i figur 2. En opsummering af resultaterne fra screeningen fremgår af tabel 8. I alt er screeningen udført for 267 forurenende stoffer, hvoraf 114 stoffer er frasorteret ved screeningen. Dermed udgør 153 stoffer en potentiel risiko for grundvandet.

For de befæstede arealer er risikoen for 236 miljøfremmede stoffer vurderet, og 100 stoffer er frasorteret, hvormed 136 stoffer er vurderet til potentielt at udgøre en risiko for grundvandet.

I regnvand, der afstrømmer fra tage, er 113 organiske miljøfremmede stoffer vurderet, og 58 stoffer er frasorteret, hvormed 55 stoffer er vurderet til potentielt at udgøre en risiko for grundvandet.

Tabel 8 Resultat af risikoscreening. Tallene i hver kolonne angiver, hvor mange stoffer, der udgør en risiko efter hvert trin. Total angiver hvor mange stoffer af de 267 der udgør en risiko for hver stofgruppe.

| | Total | Befæstede arealer | | | Hustage | | |
|------------------------------------|-------|-------------------|---------|---------|---------|---------|---------|
| | | 1. trin | 2. trin | 3. trin | 1. trin | 2. trin | 3. trin |
| Risiko | 153 | 191 | 152 | 136 | 93 | 61 | 55 |
| Ingen risiko | 114 | 45 | 39 | 16 | 20 | 32 | 6 |
| Metaller | 25 | 25 | 25 | 25 | 11 | 11 | 11 |
| Dioxiner og furaner | 18 | 18 | 18 | 18 | 1 | 1 | 1 |
| Ætere | 3 | 3 | 3 | 3 | 2 | 2 | 2 |
| Halogenerede alifatiske kulbrinter | 12 | 13 | 13 | 12 | 0 | 0 | 0 |
| PAH'er | 21 | 26 | 20 | 20 | 17 | 13 | 13 |
| PCB'er | 7 | 8 | 5 | 5 | 2 | 2 | 2 |
| Pesticider | 46 | 52 | 42 | 36 | 27 | 22 | 19 |
| Phenoler | 9 | 12 | 10 | 5 | 9 | 9 | 6 |
| Phthalater og adipater | 0 | 7 | 2 | 0 | 1 | 0 | 0 |
| Kulbrinter | 7 | 15 | 8 | 7 | 17 | 1 | 1 |
| Diverse | 5 | 8 | 6 | 5 | 0 | 0 | 0 |

Risikoscreeningen er foretaget for alle stoffer ud fra den maksimalt observerede koncentration. Datagrundlaget for hvert stof varierer betydeligt, og ved et lavt antal data vil den maksimale koncentration ikke nødvendigvis repræsentere en "worst-case" situation i Danmark. Få

data og lokaliteter medfører større sandsynlighed for, at data ikke er repræsentative. Derfor er datakvaliteten for alle stoffer vurderet, så det ved risikovurderingen fremgår, hvilke stoffer som anses for at være velundersøgt (se afsnit 3.4.3 for de anvendte definitioner af høj, middel og lav datakvalitet). Miljøfremmede stoffer, som anses som velundersøgt i regnvand (høj datakvalitet) er markeret med fed skrift i bilag 4.1.1 – 4.11.1, og fordelingen blandt stofgrupperne på kvalitet og risiko er præsenteret i tabel 9.

Tabel 9 Resultat af screening for de undersøgte stofgrupper fordelt på datakvalitet

| | Befæstede arealer | | | | | | | Hustage | | | | | | |
|-------------------------------|-------------------|-----------|-----------|-----------|--------------|-----------|-----------|------------|-----------|----------|-----------|--------------|----------|-----------|
| | Antal | Risiko | | | Ingen risiko | | | Antal | Risiko | | | Ingen risiko | | |
| | | Høj | Middel | Lav | Høj | Middel | Lav | | Høj | Middel | Lav | Høj | Middel | Lav |
| Metaller | 31 | 18 | 1 | 6 | 4 | 0 | 2 | 13 | 4 | 1 | 6 | 0 | 0 | 2 |
| PAH'er | 26 | 16 | 1 | 3 | 5 | 0 | 1 | 19 | 1 | 6 | 6 | 0 | 6 | 0 |
| PCB'er | 8 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 3 | 2 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Pesticider | 75 | 3 | 21 | 12 | 2 | 13 | 24 | 47 | 10 | 0 | 9 | 2 | 0 | 26 |
| Phenoler | 19 | 0 | 0 | 5 | 2 | 5 | 7 | 11 | 0 | 0 | 6 | 0 | 1 | 4 |
| Ætere | 3 | 1 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 2 | 0 | 0 | 0 |
| Dioxiner og furaner | 18 | 12 | 2 | 4 | 0 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 0 |
| Kulbrinter | 20 | 4 | 1 | 2 | 2 | 4 | 7 | 17 | 0 | 0 | 1 | 0 | 0 | 16 |
| Halo. ali. kulbrinter* | 18 | 4 | 1 | 7 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Phthalater og adipater | 9 | 0 | 0 | 0 | 5 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 1 |
| Diverse | 9 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Total | 236 | 58 | 27 | 51 | 21 | 23 | 56 | 113 | 15 | 9 | 31 | 2 | 7 | 49 |

* Halogenerede alifatiske kulbrinter

For befæstede områder, har PAH-forbindelser, phthalater og adipater, samt dioxiner og furaner den bedste datakvalitet. Sammenlignet med befæstede områder, er stoffer i regnvand fra hustage langt mindre undersøgt. For hustage er det således kun 12 ud af 47 undersøgte pesticider og én ud af 19 PAH-forbindelser, som er velundersøgt (høj datakvalitet).

I tabel 10 er vist de stoffer, som ifølge risikoscreeningen kan udgøre en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning af regnvand. Der er flest stoffer for befæstede arealer, hvilket er i overensstemmelse med, at regnvand afstrømmet fra befæstede arealer er mest undersøgt.

Iblandt stofferne med høj datakvalitet, der er observeret i regnvand fra befæstede arealer, er det metaller, PAH-forbindelser, MTBE, dioxiner og furaner, BTEX'er og klorerede alifatiske kulbrinter, som udgør en risiko for grundvandet; jf. tabel 10.1 – 10.5. I regnvand fra hustage dominerer pesticider, og herudover er der kun en PAH-forbindelse, som har høj datakvalitet og udgør en risiko.

Tabel 10.1 Metaller og PAH'er, som ifølge risikoscreeningen udgør en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning

| Metaller | | | | PAH | | | |
|--------------------|---------------|------------------|---------------|--------------------------|---------------|-----------------------|---------------|
| Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| Aluminium (Al) | Høj | Aluminium (Al) | Middel | 1-Methylnaphthalen | Høj | Benzo(a)anthracen | Middel |
| Antimon (Sb) | Høj | Arsen (As) | Høj | 2-Methylantracen | Lav | Benzo(a)pyren | Middel |
| Arsen (As) | Høj | Beryllium (Be) | Lav | 2-Methylnaphthalen | Høj | Benzo(b)fluoranthren | Middel |
| Barium (Ba) opløst | Lav | Bly (Pb) | Lav | 2-Chlornaphthalen | Høj | Benzo(e)pyren | Lav |
| Beryllium (Be) | Middel | Cadmium (Cd) | Høj | Benzo(a)anthracen | Høj | Benzo(g,h,i)perylene | Lav |
| Bly (Pb) | Høj | Jern (Fe) | Lav | Benzo(a)pyren | Høj | Benzo(k)fluoranthren | Lav |
| Cadmium (Cd) | Høj | Kalium (K) | Lav | Benzo(b)fluoranthren | Høj | Chrysen | Middel |
| Jern (Fe) | Høj | Kobber (Cu) | Høj | Benzo(b)fluoren | Lav | Dibenzo(a,c)anthracen | Lav |
| Kobber (Cu) | Høj | Krom (Cr) VI/III | Lav | Benzo(b,j,k)fluoranthren | Høj | Dibenzo(a,h)anthracen | Lav |
| Kobolt (Co) | Høj | - | | Benzo(e)pyren | Lav | - | |
| Krom (Cr) VI/III | Høj | - | | Benzo(g,h,i)perylene | Høj | - | |
| Kviksølv (Hg) | Høj | - | | Benzo(k)fluoranthren | Høj | - | |
| Mangan (Mn) | Høj | - | | Chrysen | Høj | - | |
| Molybdæn (Mo) | Lav | - | | Chrysen/Triphenylen | Høj | - | |
| Natrium (Na) | Høj | - | | Dibenzo(a,h)anthracen | Høj | - | |
| Nikkel (Ni) | Høj | Nikkel (Ni) | Lav | Fluoranthren | Høj | Fluoranthren | Høj |
| Selen (Se) | Høj | - | | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Høj | Indeno(1,2,3-cd)pyren | Middel |
| Sølv (Ag) | Høj | - | | Naphthalen | Høj | - | |
| Thallium (Tl) | Høj | - | | Perylen | Middel | Perylen | Lav |
| Zink (Zn) | Høj | Zink (Zn) | Høj | Pyren | Høj | Pyren | Middel |

Tabel 10.2 PCB og pesticider, som ifølge risikoscreeningen udgør en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning

| PCB | | | | Pesticider | | | |
|-----------|---------------|---------|---------------|-----------------------|---------------|-----------------------|---------------|
| Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| PCB-101 | Lav | PCB-52 | Middel | 2,4-D | Middel | Atrazin | Høj |
| PCB-1016* | Lav | PCB-180 | Middel | 2,4-DP (Dichlorprop) | Middel | BHC a- | Høj |
| PCB-1221* | Lav | | | AMPA | Lav | BHC g- (Lindan) | Høj |
| PCB-1242* | Lav | | | 2,6-Dichlorbenzamid | Lav | Chlordan | Lav |
| PCB-1260* | Lav | | | Acrolein | Middel | Chlorfenvinfos | Høj |
| | | | | Aminotrizol | Lav | DDD (o,p') | Høj |
| | | | | Atrazin | Middel | DDD (p,p') | Høj |
| | | | | Azoxystrobin | Middel | DDE (p,p') | Lav |
| | | | | BHC g- (Lindan) | Høj | DDE (o,p') | Lav |
| | | | | Chlordan | Middel | DDT (o,p'-) | Lav |
| | | | | Chloridazon | Middel | DDT (p,p'-) | Lav |
| | | | | DDD | Middel | Desethylterbuthylazin | Lav |
| | | | | DDT (p,p'-) | Lav | Fenitrothion | Høj |
| | | | | Desethylterbuthylazin | Lav | Lenacil | Lav |
| | | | | Dichlobenil | Lav | MCP (Mecoprop) | Lav |
| | | | | Dieldrin | Middel | Propachlor | Lav |
| | | | | Diuron | Høj | Propazin | Høj |
| | | | | Endosulfan b- | Middel | Simazin | Høj |
| | | | | Epoxiconazol | Middel | Terbuthylazin | Høj |
| | | | | Ethofumesat | Middel | | |
| | | | | Flutolanil | Middel | | |
| | | | | Isophoron | Lav | | |
| | | | | Isoprothiolan | Middel | | |
| | | | | Lenacil | Lav | | |
| | | | | MCPA | Lav | | |
| | | | | MCP (Mecoprop) | Middel | | |
| | | | | Metamitron | Middel | | |
| | | | | Metazachlor | Middel | | |
| | | | | Methoxychlor | Middel | | |
| | | | | Metobromuron | Middel | | |
| | | | | Metribuzin | Middel | | |
| | | | | Monobutyltin | Lav | | |
| | | | | Propiconazol | Middel | | |
| | | | | Pyroquilon | Lav | | |
| | | | | Simazin | Høj | | |
| | | | | Terbuthylazin | Lav | | |

* Kommercielle blandinger af PCB'er. Kan indeholde flere PCB-forbindelser.

Tabel 10.3 Phenoler og ætere, som ifølge risikoscreeningen udgør en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning

| Phenoler | | | | Ætere | | | |
|------------------------|---------------|----------------------------|---------------|--------------------------|---------------|--------------------------|---------------|
| Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| 2,4-Dichlorphenol | Lav | 2,4-Dichlorphenol | Lav | Bis(chlorethyl)ether | Lav | Bis(chlorethyl)ether | Lav |
| 2,4-Dimethylphenol | Lav | 2,6-Dimethyl-4-nitrophenol | Lav | Bis(chlorisopropyl)ether | Lav | Bis(chlorisopropyl)ether | Lav |
| 2-Chlorphenol | Lav | 2,6-Dinitro-4-methylphenol | Lav | MTBE | Høj | | |
| 3-Methyl-4-nitrophenol | Lav | 3-Methyl-4-nitrophenol | Lav | | | | |
| Bisphenol A | Lav | 4-Methyl-2-nitrophenol | Lav | | | | |

Tabel 10.4 Dioxiner, furaner og kulbrinter, som ifølge risikoscreeningen udgør en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning

| Dioxiner og furaner | | | | Kulbrinter | | | |
|---------------------|---------------|---------|---------------|-------------------|---------------|-------------------|---------------|
| Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | Høj | OCDD | Lav | Phytan | Lav | 1,3-Dichlorbenzen | Lav |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | Høj | | | Pristan | Lav | | |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | Høj | | | 1,3-Dichlorbenzen | Høj | | |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | Høj | | | Benzen | Høj | | |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF | Middel | | | Pentachlorbenzen | Middel | | |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD | Lav | | | Trimethylbenzen | Høj | | |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | Høj | | | Xylen | Høj | | |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | Høj | | | | | | |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | Høj | | | | | | |
| 1,2,3,7,8-PCDD | Høj | | | | | | |
| 1,2,3,7,8-PCDF | Middel | | | | | | |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | Høj | | | | | | |
| 2,3,4,7,8-PCDF | Høj | | | | | | |
| 2,3,4,8-TCDF | Lav | | | | | | |
| 2,3,7,8-TCDD | Høj | | | | | | |
| 2,3,7,8-TCDF | Høj | | | | | | |
| OCDD | Lav | | | | | | |
| OCDF | Lav | | | | | | |

Tabel 10.5 Halogenerede alifatiske kulbrinter samt phthalater og adipater, som ifølge risikoscreeningen udgør en potentiel risiko for grundvandet ved nedsivning

| Halogenerede alifatiske kulbrinter | | | | Phthalater og adipater | | | |
|------------------------------------|---------------|---------|---------------|------------------------|---------------|---------|---------------|
| Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| 1,1,1-Trichlorethan | Middel | | | - | - | - | - |
| 1,1,2,2-Tetrachlorethan | Lav | | | Diverse | | | |
| 1,1,2-Trichlorethan | Lav | | | Befæstet | Data-kvalitet | Hustage | Data-kvalitet |
| 1,1-Dichlorethen | Lav | | | Metaldehyd | Lav | - | - |
| 1,2-Dichlorethan | Lav | | | Dimethyldiethylbly | Lav | | |
| 1,2-Dichlorpropan | Lav | | | Methyltriethylbly | Lav | | |
| 1,2-Transdichlorethen | Lav | | | Triethylbly | Lav | | |
| Dichlormethan | Høj | | | Trimethylbly | Lav | | |
| Tetrachlorethylen (PCE) | Høj | | | | | | |
| Trichlorethylen (TCE) | Høj | | | | | | |
| Trichlorfluormethan | Lav | | | | | | |
| Trichlormethan (Chloroform) | Høj | | | | | | |

Resultatet af risikoscreeningen (tabel 10.1 – 10.5) viser, at der er en potentiel risiko ved nedsivning af regnvand fra både befæstede områder og hustage. På grund af de forskellige datagrundlag kan resultaterne fra henholdsvis tagvand og befæstede arealer ikke umiddelbart sammenlignes. Datagrundlaget indikerer dog, at regnvand fra befæstede arealer generelt er mere forurenet end tagvand, da de påviste koncentrationer generelt er væsentlig højere. Den menneskelige aktivitet på befæstede arealer er betydeligt større end på hustage, og det medfører flere forurenende stoffer på de befæstede arealer fra f.eks. trafik og pesticid- og kemikalieanvendelse. Det vurderes derfor, at der er en større risiko for grundvandsforurening ved nedsivning af regnvand fra befæstede områder end fra hustage.

I de følgende afsnit præsenteres resultaterne af risikoscreeningen opdelt efter stofgrupper.

4.3 Forurenende stoffer

PAH-forbindelser

Størstedelen af de observerede PAH-forbindelser i både tagvand og regnvand fra befæstede områder udgør ifølge risikoscreeningen en potentiel risiko for grundvandet. PAH-forbindelserne er blandt de mest undersøgte stoffer i regnvand fra befæstede arealer, fordi de er trafikrelaterede, og der er derfor generelt en høj datakvalitet for PAH-forbindelser i regnvand fra befæstede områder.

Der er specificeret kvalitetskrav for de fleste PAH'er, og de overskrides for regnvand fra befæstede arealer. PAH-forbindelser er generelt karakteriseret ved en lav mobilitet og lav nedbrydelighed. Den lave nedbrydelighed betyder, at stofferne ikke er blevet frasorteret ved risikoscreeningen, da det her er valgt, at en lav mobilitet ikke er et tilstrækkeligt kriterium til at frasortere stoffer jf. figur 3. Ifølge den valgte screeningsmetode udgør flere af PAH'er derfor en risiko for grundvandet.

PAH-forbindelser forekommer også i regn fra hustage, dog er datagrundlaget her begrænset. I risikovurderingen udgør 13 ud af 19 PAH-forbindelser i tagvand en potentiel risiko for grundvandet, men ud af de 13 stoffer, er det kun fluoranthen, som er velundersøgt (høj datakvalitet).

PAH'er sorberer meget stærkt til organisk materiale, og det er derfor forventet, at stofferne kun vil transporteres til grundvandet i begrænset omfang. I overvågningsprogrammet for grundvand er der fundet fluoranthen (Thorling et al. 2011), jf. bilag 1, og der er ofte fundet høje PAH-koncentrationer i grundvandet tæt på tjæreforurenedes grunde (Knudsen et al., 2001). På grund af den stærke sorption kan PAH'er transporteres ved kolloider, og i Miljøstyrelsens publikation 'Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand' vurderes det, at kolloidtransport kan være af betydning (Knudsen et al., 2001).

Selv om stofferne ifølge screeningsmetoden kan udgøre en risiko overfor grundvandsressourcen vurderes truslen fra PAH'er i regnvand som begrænset dels på grund af stoffernes lave mobilitet og dels på grund af, at fund i grundvand som regel kan henføres til stærkt forurenede gasværksgrunde. PAH'er vil på grund af den stærke sorptionsevne akkumuleres i de øverste jordlag og dermed give anledning til forurenede jord.

PCB'er

PCB'erne har generelt en lav til middel datakvalitet, og iblandt de undersøgte stoffer udgør henholdsvis 5 og 2 stoffer en risiko for vand fra befæstede arealer og hustage. Anvendelsen af PCB'er er forbudt, men på grund af brugen i f.eks. byggematerialer kan det stadig findes i afstrømmet regnvand. Derfor forventes de ikke at forekomme i nye byområder, og koncentrationerne i regnvand vil generelt falde i fremtiden i takt med udskiftning af byggematerialerne.

Pesticider

I litteraturstudiet er der identificeret en lang række potentielt forekommende pesticider og nedbrydningsprodukter i det afstrømmede regnvand. I screeningen er lidt over halvdelen af pesticiderne blevet frasorteret, og samlet set er 46 pesticider og nedbrydningsprodukter vur-

deret til at udgøre en potentiel risiko. For befæstede arealer udgør 36 stoffer en risiko, og for hustage udgør 19 stoffer en risiko; jf. tabel 10.2.

Datakvaliteten er mellem og lav for størstedelen af pesticiderne observeret i regnvand fra befæstede områder, og det er således kun lindan, som er vel undersøgt.

For hustage er datagrundlaget bedre, idet halvdelen af de påviste pesticider har en høj datakvalitet. Som det fremgår af tabel 10.2, udgør 10 pesticider med høj datakvalitet ifølge risikoscreeningen en potentiel risiko for grundvandet.

Ved godkendelse af nye pesticider stilles der krav om nedbrydelighed, og derfor er flere af pesticiderne let nedbrydelige og dermed blevet frasorteret ved risikoscreeningen. Dette gælder blandt andet det i dag mest anvendte stof glyphosat, som ifølge databaseværdier er let nedbrydeligt. Glyphosat anvendes bl.a. i produkter til ukrudtsbekæmpelse på befæstede arealer, og ved den første regnhændelse efter behandling kan der forekomme høje koncentrationer i det afstrømmede regnvand. På grund af stoffets relativt høje sorption og lette nedbrydelighed udgør glyphosat ikke en risiko ifølge den anvendte screeningsmetode. Glyphosat kan dog transporteres med kolloider, og der findes i dag flere påvisninger af stoffet i det danske grundvand (Thorling et al., 2011; Brusch og Rosenberg, 2008). Det kan derfor ikke udelukkes, at glyphosat vil udvaskes fra befæstede arealer og især semipermeable belægninger, som i dag anvendes som LAR-løsninger, og hvor der må forventes en høj sprøjteintensitet. Selv om denne risikoscreening frasorterer glyphosat på grund af stoffets høje nedbrydelighed, anbefales det, at der udføres en specifik risikovurdering for dette stof, som inkluderer målinger fra både befæstede arealer, semipermeable belægninger og borer beliggende nedstrøms fra udledningspunktet for at vurdere den reelle risiko for grundvandsressourcen.

Flere af de påviste pesticider i afstrømmet regnvand er, som det fremgår af bilag 1, fundet i det danske grundvand, hvilket blandt andet er årsag til, at brugen af flere af dem i dag er forbudt. Iblandt pesticiderne og nedbrydningsprodukterne, som ifølge screeningen udgør en potentiel risiko, er 27 pesticider og 8 nedbrydningsprodukter forbudt i Danmark (BEK nr. 702 af 24/06/2011). De fleste pesticider er også forbudt i EU, men pesticider, som kun er forbudt i Danmark kan pga. atmosfærisk deposition forekomme i det afstrømmede regnvand. Det er således kun 11 ud af de 46 pesticider, som udgør en potentiel risiko, hvis brug er tilladt i Danmark.

Set i lyset af det store antal påviste pesticider anses pesticider i regnvand for at kunne udgøre en reel trussel mod grundvandet, og det anbefales, at dette fremadrettet bliver undersøgt nærmere; jf. kapitel 6.

Phthalater og adipater

Gruppen af phthalater og adipater er blevet frasorteret i screeningen og udgør på baggrund heraf ikke en potentiel risiko for grundvandet. Phthalater og adipater er i øget fokus de seneste år, fordi gruppen betegnes som CMR-stoffer (Jobling et al., 1996; Heudorf et al., 2007; Björklund et al., 2009). Dette indebærer, at de er kræftfremkaldende, mutagene eller kan forårsage skade på reproduktionsevnen.

Stofgruppen er primært observeret i vand fra befæstede arealer og ni stoffer er observeret, hvoriblandt datagrundlaget er højt for fem stoffer. I tagvand er der kun observeret butylbenzylphthalat, og datakvaliteten heraf er lav. Kvalitetskravene blev overskredet for regnvand fra begge oplande med undtagelse af et stof fra befæstede arealer. Phthalaterne og adipaterne er kendetegnet ved en lav mobilitet og en høj nedbrydelighed, hvilket er årsagen til de blev frasorteret i screeningen.

Phthalater og adipater har en bred anvendelse og forventes at blive fundet i regnvand fra alle byområder. DEHP er observeret i grundvandet i Danmark, jf. bilag 1. DEHP og andre plastblødgørere anvendes i mange materialer inklusive byggematerialer, og da stoffet kan kolloidtransporteres (De Jonge et al., 2002), vurderes det, at der er en risiko for, at stoffet kan havne i grundvandet på trods af, at DEHP frasorteres af screeningsmetoden. Det anbefales, at dette fremadrettet bliver undersøgt nærmere; jf. kapitel 6.

Kulbrinter

I gruppen af kulbrinter udgør alkanerne ifølge screeningen ikke en potentiel risiko for grundvandet, fordi de har en lav mobilitet og en høj nedbrydelighed. Alkanerne har alle en lav datakvalitet.

Iblandt de aromatiske kulbrinter, inklusiv BTEX-gruppen er datakvaliteten svingende og benzen, xylen 1,3-dichlorbenzen, pentachlorbenzen, trimethylbenzen, phytan og pristan udgør en potentiel risiko for grundvandet. Stofferne har en begrænset nedbrydelighed og udgør derfor en risiko for grundvandet.

Ved grundvandsovervågningen i Danmark påvises BTEX'er, hvilket viser, at stofferne kan havne i grundvandet. Der forekommer imidlertid mange potentielle kilder til stofferne. Ifølge screeningen er det kun benzen og xylen, som forekommer i koncentrationer i regnvand, der kan udgøre en trussel for grundvandet, og på den baggrund vurderes regnvand ikke at være en væsentlig kilde.

Phenoler

Halvdelen af stofferne i gruppen af phenoler er blevet frasorteret i screeningen. Gruppen af phenoler inkluderer stoffer med forskellige egenskaber. Der er generelt et lille datagrundlag for phenolgruppen, og det er kun nonylphenol og pentachlorphenol i regnvand fra befæstede områder, som har en høj datakvalitet.

Nitro- og chlorphenolenerne samt de metylerede phenoler har generelt en høj mobilitet, og det er derfor kun stoffer, som er let nedbrydelige under både aerobe og anaerobe forhold, som er blevet frasorteret. Pentachlorphenol og 2,4-dichlorphenol er begge fundet i grundvandet, jf. bilag 1 og begge stoffer udgør ifølge screeningen en potentiel risiko, dog er det kun pentachlorphenol, der har en høj datakvalitet.

Nonyl-, octyl- og butylphenolerne har generelt en lav mobilitet, men nogle af stofferne er svært nedbrydelige og bliver derfor ikke frasorteret. Nonylphenol udgør ifølge screeningen ikke en risiko. Stoffet er imidlertid tidligere fundet i det danske grundvand, og der er opmærksomhed omkring dette stof på grund af dets hormonforstyrrende egenskaber.

Bisphenol A er hormonforstyrrende og kan have skadelige virkninger på reproduktionsevnen. Stoffet udgør ifølge risikoscreeningen en risiko, fordi det har en mellem mobilitet og en lav nedbrydelighed i jord. Det skal dog bemærkes, at datagrundlaget for bisphenol A er dårligt.

Hvorvidt afstrømmet regnvand kan udgøre en væsentlig kilde til forurening af grundvandet med phenoler bør undersøges nærmere.

Dioxiner og furaner

Dioxiner og furaner er stærkt uønskede, fordi de tilhører gruppen af persistente organiske miljøgifte og har toksiske effekter på mennesker og dyr.

Gruppen af dioxiner og furaner udgør ifølge risikoscreeningen en potentiel risiko for grundvandet, idet stofferne er svært nedbrydelige. Datagrundlaget for dioxiner og furaner i regnvand fra befæstede områder er generelt højt, da der er foretaget undersøgelser på ti lokaliteter for flere af stofferne. Der er ikke specificeret kvalitetskrav for dioxiner og furaner, hvorfor de ikke er frasorteret i første trin af screeningen. Stoffernes mobilitet i jord er lav, men på grund af dårlige egenskaber for nedbrydning er de ikke frasorteret i screeningstrin 2 og 3.

Dioxiner og furaner er ikke påvist i den danske grundvandsovervågning, men dioxiner og furaner er stærkt sorberende, og der er derfor risiko for, at de kan transporteres til grundvandet

via kolloidtransport (Grant et al., 2011). Det forventes, at forurening med dioxiner og furaner vil være faldende på grund af krav om rensning af røggas fra industri og forbrændingsanlæg.

Halogenerede alifatiske kulbrinter

De fleste af de halogenerede alifatiske kulbrinter udgør ifølge screeningen en potentiel risiko for grundvandet. Datakvaliteten er høj for 5 ud af de 18 stoffer, som er observeret i regnvand fra befæstede områder. Der er ikke observeret halogenerede alifatiske kulbrinter i tagvand.

Ved anvendelse af de maksimalt observerede koncentrationer er fem stoffer frasorteret, fordi de påviste maks. koncentrationer er lavere end kvalitetskravene.

Fire af de fem stoffer, som er velundersøgt (høj datakvalitet), udgør en potentiel risiko for grundvandet. Halogenerede alifatiske kulbrinter har en høj mobilitet, hvorfor det kun er let nedbrydelige stoffer, der er frasorteret. Flere af stofferne kan nedbrydes anaerobt, men det er kun 1,3-dichlorpropan der både er let nedbrydelig i aerob og anaerobe sedimenter. Det skal dog bemærkes, at data herfor er usikre.

Chlorerede opløsningsmidler og deres nedbrydningsprodukter observeres ofte i grundvandet pga. spild fra deres anvendelse på renserier og til affedtning ved f.eks. billakering (Brüsch og Vilholth, 2011). Stoffernes høje densitet medfører, at de ved spild og lækager migrerer mod grundvandet. Set i forhold til den store anvendelse af stofferne i Danmark og dermed de mange andre kilder til stofferne fra forurenende grunde vurderes afstrømmet regnvand ikke at udgøre en væsentlig kilde.

Ætere

De tre vurderede ætere udgør ifølge screeningen en potentiel risiko, fordi de har en høj mobilitet. Det er dog kun MTBE, der har en høj datakvalitet.

MTBE overskrider kvalitetskravene og er svært nedbrydelig. MTBE tilsættes i blyfri benzin, men det er ifølge de store benzinselskaber i Danmark udfaset fra blyfri benzin med oktan 92 og 95. På grund af dets fysisk/kemiske egenskaber er MTBE hyppigt observeret i grundvandet, og der er forureninger under de fleste benzinstationer (Brüsch og Vilholth, 2011; Harrekilde et al., 2003). På grund af udfasningen forventes forureningen med MTBE i afstrømmet regnvand at være begrænset.

Diverse

Gruppen diverse inkluderer de organiske blyforbindelser. Der mangler data for nedbrydning for denne stofgruppe, hvorfor fire ud af fem er vurderet til at udgøre en risiko. Der er få un-

dersøgelser af denne gruppe, og datakvaliteten er derfor lav. På grund af udfasningen af bly i benzin vurderes det, som nævnt i afsnit 3.5.2, at disse stoffer sandsynligvis ikke forekommer i nutidens regnafstrømning, og der bør ses bort fra resultatet af screeningen.

De 2 phosphor-tri-estere har en mellem mobilitet og en høj nedbrydelighed, og de vurderes derfor ikke at udgøre en risiko for grundvandet.

Metaller

I naturen opfører metaller sig anderledes end miljøfremmede organiske stoffer, hvorfor fremgangsmåden for risikovurderingen er tilpasset metaller. Gruppen inkluderer tungmetaller, alkalimetaller, jordalkalimetaller og enkelte metalloider og uorganiske sporstoffer. Iblandt disse er forekomsten af tungmetaller mest undersøgt, og de er i størst fokus i risikovurderingen, idet mange tungmetaller besidder toksiske egenskaber. Jordalkali- og alkalimetallerne er ofte generelle kvalitetsparametre i drikkevand, og der er specificeret kvalitetskrav for de fleste stoffer i denne gruppe.

Transport af metaller til grundvandet er bestemt af en række faktorer, som komplicerer vurderingen af risikoen for grundvandsforurening. I vandfasen kan metaller forekomme i opløst, suspenderet og partikulær form. Hvor suspenderet form angiver partikler, der er så små, at de ikke bundfældes og derfor transporteres videre med vandet. De større partikler vil filtreres fra i jorden, og det er derfor de opløste og suspenderede metaller, der kan transporteres til grundvandet. I jord kan tungmetaller overordnet indgå i fire kemiske reaktioner (Schjørring, 2005):

- Kompleksdannelse med organiske og uorganiske stoffer i vandfasen
- Adsorption til jordpartikler ved ionbytning
- Udfældning som tungtopløselige salte
- Indbygning i jordens humus

Den vigtigste faktor for tungmetallernes mobilitet er jordens pH, idet både adsorption/ionbytning, kompleksdannelse og udfældning af tungtopløselige salte påvirkes heraf. Eksempelvis kan bly ved en koncentration på 10 – 99,9 µg/l have en medium mobilitet ($K_d = 190$) ved pH 4,0 – 6,3 og en meget lav mobilitet ($K_d = 9530$) ved pH 8,8 – 11,0 (US EPA, 1999). Mobiliteten af metaller er dermed meget lokalitetsbestemt, og data for mobilitet er derfor ikke angivet. Generelt set anses tungmetaller dog som værende stærkt sorberende, og de vil i stor stil fjernes i de øverste jordlag ved infiltration (Mikkelsen et al., 1997).

Metaller er grundelementer og kan ikke fjernes ved nedbrydning. I stedet kan de indgå i forskellige kemiske forbindelser, hvilket påvirker tilgængeligheden og toksiciteten af det pågældende metal.

Risikovurderingen er udelukkende foretaget ved at sammenligne observerede maksimale koncentrationer med kvalitetskravene. Et metal kan således kun frasorteres, hvis det forekommer i maksimale koncentrationer lavere end kvalitetskravene. For de mest undersøgte tungmetaller er specieringen angivet, og risikoen er vurderet for hver fraktion. For overfladevand er de danske kvalitetskrav angivet for den opløste form. Der er ingen angivelser for drikkevand og EU-krav til overfladevand og hav, hvorfor de er angivet som kvalitetskrav til totalkoncentrationer.

Resultatet af sammenligningerne med kvalitetskravene er præsenteret i bilag 4.1.1, og det fremgår, at størstedelen af metallerne observeret ved både hustage og befæstede arealer udgør en risiko. Datakvaliteten for metallerne er ligeledes angivet i bilag 4.1.1, hvorfra det ses, at der generelt er en høj kvalitet for de mest undersøgte tungmetaller, alkali- og jordalkalimetaller. For flere af metallerne har Vollertsen et al. (2012) beregnet 90 %-fraktiler, og i bilag 4.1.1 er det angivet, hvad resultatet er, hvis disse anvendes til risikovurderingen.

For befæstede arealer udgør 25 ud af 31 forskellige metaller en risiko. Der er ingen kvalitetskrav for følgende syv metaller: bismuth, silicium, thorium, thallium, tungsten, uranium, vanadium. Disse er blandt de mindre undersøgte metaller i afstrømmet regnvand, hvorfor alle undtagen vanadium har en lav datakvalitet.

I tagvand udgør 11 ud af 13 metaller en risiko. Det er kun magnesium og natrium, der forekommer i lavere koncentrationer end kvalitetskravene. Datakvaliteten varierer for de forskellige metaller, men arsen, cadmium, kobber og zink har en høj kvalitet, og deres koncentrationer overskrider kvalitetskravene.

Risikovurderingen viser således, at der i afstrømmet regnvand fra både hustage og befæstede arealer forekommer koncentrationer af metaller, der overstiger kvalitetskravene til drikkevand og overfladevand. Tungmetallerne har generelt en lav mobilitet, men udvaskningen af metallerne er især styret af pH, hvorfor risikoen afhænger meget af den pågældende lokalitet. Den lave mobilitet medfører dog, at tungmetaller fra afstrømmet regnvand ikke vil udgøre en væsentlig trussel for grundvandet. Da stofferne imidlertid akkumuleres i den øverste jord af et nedsivningsanlæg vil dette på sigt lede til forurenede jord.

4.4 Pathogene forureninger

Koncentrationerne af patogener i det afstrømmede regnvand overstiger grænserne for drikkevand, se bilag 3.21 og 3.22 for observerede koncentrationer. Grænseværdierne for drikkevand er 500 CFU/100ml ved 37 °C og 5000 CFU/100ml ved 22 °C (BEK nr 1024 af 31/10/2011). Transport af patogener er kompleks og styres både af patogenernes og jordens egenskaber (Pang, 2009). Transporten kontrolleres blandt andet af parametre som geokemi, flowhastigheder, porestruktur og overfladeegenskaber for sediment og bakterier (Pang, 2009; Juhler et al., 2004). Der er begrænset viden omkring transporten af bakterier og vira, når den sker under rodzonen som i nedsivningsanlæg. Det vides imidlertid, at de kan transporteres ved præferentielle strømninger (Juhler et al., 2004). Mobiliteten af bakterier er proportional med vandindholdet i jorden, og høj infiltration medfører en øget transport (Pang, 2009; Juhler et al., 2004). Pang (2009) har analyseret fjernelsespotentialt for bakterier og vira i forskellige typer af jord og sediment, og det er i denne undersøgelse fundet, at jord- og sedimenttypen har en stor betydning for fjernelsesgraden. Der er mangel på studier af, hvor langt patogener kan transporteres, men ifølge Juhler et al. (2004) er der foretaget undersøgelser, hvor bakterier er transporteret mere end 500 meter fra introduktionspunktet, og i USA er der i perioden 1999 – 2002 dokumenteret mindst 46 tilfælde, hvor mikrobielt forurenat grundvand har ledt til sygdomsudbrud hos mennesker (John og Rose., 2005).

Vollertsen et al. (2012) vurderer, at de pathogene forureninger ikke udgør en risiko for grundvandsressourcen fordi jordlagene fungerer som filtre, og de vurderer, at bakterierne ikke vil overleve i jorden og grundvandet over en længere periode. Ifølge Vollertsen et al. (2012) vil halveringstiden for bakterierne i drikkevand være på 10 – 15 dage. Dette er dog i modstrid med DANVAs udgivelse 'Afklaringsprojekt om nedsivning af husspildevand' af Juhler et al. (2004). Her gennemgås en række videnskabelige studier, hvorpå det konkluderes, at pathogene forureninger kan transporteres til grundvandet og udgøre en risiko for drikkevandskvaliteten.

Sammenlignet med husspildevand forventes det, at afstrømmet regnvand indeholder færre patogener. Ifølge Juhler et al. (2004) mangler der imidlertid viden omkring mobiliteten under forskellige geologiske forhold, og der mangler viden om, i hvilke koncentrationsniveauer patogener udgør en risiko.

Idet sprækketransport er en afgørende proces, og der tidligere er vist lange opholdstider for patogener i grundvand, vurderes det, at pathogene forureninger udgør en potentiel risiko for grundvandsforurening ved nedsivning af regnvand fra både hustage og befæstede arealer. Der bør derfor foretages yderligere undersøgelser heraf.

4.5 Diskussion af resultater

Kvalitetskrav og manglende data for mobilitet og nedbrydning

Screeningsmetoden anvender kvalitetskrav samt data for mobilitet og nedbrydelighed. Der findes ikke kvalitetskrav for alle stoffer, og der er datamangel for nedbrydelighed for en række stoffer. Det er især anaerobe nedbrydningsdata, som er mangelfulde. I tilfælde, hvor der ikke er nogen kvalitetskrav eller data for nedbrydning, vurderes det pågældende stof til at udgøre en risiko i det pågældende screeningstrin. Iblandt de i alt 267 vurderede forurenende stoffer er der kvalitetskrav (enten drikkevand eller overfladevand/havvand) for 194 stoffer. Der er dermed 73 stoffer, som er gået videre til det andet screeningstrin pga. manglende kvalitetskrav.

Nedbrydning

Nedbrydning af organiske miljøfremmede stoffer varierer meget afhængig af de geologiske og hydrogeologiske forhold. Dette skyldes en række faktorer blandt andet forskellig forekomst af nedbrydende mikroorganismer i de geologiske jordlag. Dette afspejles tydeligt i de fundne studier af nedbrydelighed. På baggrund af de tilgængelige studier er det vurderet, om stoffets nedbrydelighed er let, mellem eller lav. Som nævnt varierer dette mellem lokaliteter, og resultaterne fra risikoscreeningen kan derfor kun betragtes som en generel overordnet vurdering.

Anvendte koncentrationer

I screeningen er risikoen for grundvandet vurderet ud fra den maksimalt observerede koncentration. Som tidligere diskuteret, kan de maksimalt observerede koncentrationer i nogle tilfælde være ekstreme koncentrationer, og de kan ikke betragtes som repræsentative for en "worst-case"-koncentration i afstrømmet regnvand i Danmark.

Vollertsen et al. (2012) har beregnet en 90 % fraktil for de koncentrationer, som er indhentet fra Stormwater BMP databasen, Bagsværd og Skovlunde (befæstet areal) samt Ørestaden (tagvand) ved at antage en lognormal-fordeling. Dermed frasorteres de ekstreme koncentrationer, men den anvendte koncentration repræsenterer stadig en "worst-case" situation. Det bemærkes dog, at beregningerne i de danske tilfælde foretages for relativt få data og for få lokaliteter. Det er derfor ikke nødvendigvis repræsentativt for Danmark.

De stoffer, som er vurderet til at udgøre en risiko ud fra en høj datakvalitet, er yderligere vurderet ud fra den 90 % fraktil-koncentration, som er observeret i Danmark; jf. Vollertsen et al. (2012). Idet nærværende studie indeholder flere stoffer end Vollertsen et al. (2012) er der imidlertid kun 90 % fraktiler tilgængelige for de stoffer, som er angivet i tabel 11 og 12. Det inkluderer metaller, PAH-forbindelser, benzen, samt PCE og TCE.

Udføres risikovurderingen på baggrund af 90 %-fraktilerne for de organiske stoffer er det kun benzen og TCE, som frasorteres, idet koncentrationerne er lavere end kvalitetskravene. De øvrige organiske stoffer præsenteret i tabel 11 og 12, som der er beregnet 90 % fraktil for i Vollertsen et al. (2012), vil stadig udgøre en trussel for grundvandet.

Aluminium, bly, cadmium, kobber, krom, nikkel og zink har alle en høj datakvalitet og er fundet til at udgøre en risiko ved at anvende både maks. koncentrationer og 90%-fraktiler i afstrømmet regnvand fra befæstede arealer. Vollertsen et al. (2012) har beregnet 90%-fraktiler for hustage i Ørestaden, og ved anvendelse af disse er det kun zink, der overskrider kvalitetskravene. Det skal bemærkes, at metaltage er forbudt i Ørestaden, og 90%-fraktilerne for Ørestaden kan således ikke betragtes som repræsentative for en "worst-case" situation i Danmark.

Overordnet set, vurderes det, at anvendelsen af maks. koncentrationer og 90%-fraktiler vil give de samme konklusioner. De præsenterede 90%-fraktiler er baseret på et lille datagrundlag for Danmark, og netop datagrundlaget vurderes til at være den største usikkerhed i risikovurderingerne udført i nærværende studie og Vollertsen et al. (2011).

Kolloid-faciliteret transport af immobile stoffer

Screeningsmetoden frasorterede stoffer, der har:

- En lav mobilitet og en mellem til høj nedbrydelighed
- En mellem mobilitet og en høj nedbrydelighed

Dette er gjort, fordi det vurderes at stofferne på grund af den lave transporthastighed generelt vil nedbrydes, inden de er transporteret til grundvandet. Dog ses der ved gennemgangen af screeningsresultater, at flere stoffer, som tidligere er fundet i grundvandet er blevet frasorteret pga. lav mobilitet.

Den anvendte fremgangsmåde er normal i risikovurderinger af forurenende stoffer (Vollertsen et al, 2012), men det er nødvendigt at være opmærksom på, at stoffer, der betragtes som immobile pga. en meget stærk sorptionsevne potentielt set kan transporteres ved kolloid-faciliteret transport.

Dette gælder eksempelvis både DEHP og glyphosat, som begge er blevet frasorteret i screeningsproceduren pga. lav mobilitet og høj aerob nedbrydelighed. Begge stoffer er alligevel fundet i grundvandet i den danske grundvandsovervågning; jf. bilag 1. Dette skyldes sandsynligvis kolloidtransport, idet videnskabelige studier viser, at stofferne kan mobiliseres herved (de Jonge et al., 2002, Baun et al., 2007). Den danske grundvandsovervågning viser, at glyphosat endda findes i stadig stigende grad i det danske grundvand (Thorling et al., 2011). Generelt ses

det, at stofgrupper, der har en lav mobilitet kan kolloidtransporteres, og dette inkluderer blandt andet PAH-forbindelser og tungmetaller (Durin et al., 2007; Ingvertsen, 2011; Knudsen et al., 2001). Det anbefales derfor, at der udføres en specifik risikovurdering for disse stoffer.

Videngrundlaget for beskrivelsen af kolloidtransport i forhold til risikoen for grundvandsforurening er imidlertid ikke tilstrækkeligt til, at det har været muligt at tage højde for processen i screeningsmetoden.

4.6 Stofflukse

Belastningen af forurenende stoffer på årlig basis er kvantificeret for de stoffer, som har en høj datakvalitet og udgør en risiko for grundvandet. I tilfælde hvor en 90 % fraktil fra Vollertsen et al. (2012) foreligger, er stoffluksen beregnet for både makskoncentrationen og 90 % fraktilen. De beregnede stofflukse er således udtryk for worst-case scenarier.

For både befæstede arealer og hustage er der angivet to stofflukse:

1. Stoffluks per kvadratmeter afstrømmet areal i $\text{mg}/\text{m}^2/\text{år}$
2. Total stoffluks for Danmark i $\text{kg}/\text{år}$ ved at antage
 - 150 km^2 vej som ikke afvandes af afløbssystemet
 - 500 km^2 hustag

Der antages en gennemsnitlig årsnedbør på 689 mm (DMI, 2012) og en afløbskoefficient på 0,85.

De anvendte data for areal af vej og hustage er indhentet af Vollertsen et al. (2012) fra Danmarks Statistik, hvor det skønnes, at 10 – 20 % af Danmarks vejareal ikke er forbundet til kloaknettet. Vollertsen et al. (2012) har ikke opgjort arealet af andre befæstede arealer end veje, og i dette studie er der ikke indhentet yderligere data herfor.

De beregnede stofflukse og anvendte koncentrationer er præsenteret i tabel 11 og 12. Listen inkluderer kun stoffer, der udgør en risiko og har høj datakvalitet, og der er derfor flere stoffer, der udgør en risiko; jf. tabel 10. Tabel 11 og 12 repræsenterer derfor ikke den totale stoffbelastning for alle stofferne.

Som nævnt adskillige gange, er der store variationer i stofkoncentrationer i afstrømmet regnvand, hvorfor de præsenterede stofflukse kun må betragtes som indikerende for størrelsesordenen.

Tabel 11 Stofflukse for risikable stoffer med høj datakvalitet fra befæstede arealer

| Befæstede arealer | Koncentration | | Stofflukse | | | |
|-----------------------------|---------------|-------------|-----------------------------------|-------------|-----------------------|-------------|
| | µg/l | | Per areal (mg/m ² /år) | | Total Danmark (kg/år) | |
| | Maks | 90%-fraktil | Maks | 90%-fraktil | Maks | 90%-fraktil |
| Antimon (Sb) | 23 | - | 14 | - | 2020 | - |
| Arsen (As) | 340 | - | 199 | - | 29900 | - |
| Bly (Pb) | 6400 | 54 | 3750 | 31,63 | 562000 | 4740 |
| Bly (Pb) opløst | 38 | 6,7 | 22 | 3,92 | 3340 | 58+ |
| Cadmium (Cd) | 2000 | 3,8 | 1170 | 2,23 | 176000 | 334 |
| Jern (Fe) | 81290 | - | 47600 | - | 7140000 | - |
| Kobber (Cu) | 6800 | 41 | 3980 | 24,01 | 597000 | 3600 |
| Kobber (Cu) opløst | 3540 | 58 | 2070 | 33,97 | 311000 | 5100 |
| Kobolt (Co) | 6,7 | - | 3,9 | - | 589 | - |
| Krom (Cr) VI/III | 4200 | 20 | 2460 | 11,71 | 369000 | 1760 |
| Krom (Cr) opløst | 22,5 | 6,6 | 13 | 3,87 | 1980 | 580 |
| Kviksølv (Hg) | 24 | - | 14 | - | 2100 | - |
| Mangan (Mn) | 2924 | - | 1710 | - | 257000 | - |
| Natrium (Na) | 67000000 | - | 39200000 | - | 5890000000 | - |
| Nikkel (Ni) | 690 | 19 | 404 | 11,13 | 60620 | 1670 |
| Nikkel (Ni) opløst | 27 | 9 | 16 | 5,27 | 2370 | 791 |
| Selen (Se) | 77 | - | 45 | - | 6760 | - |
| Sølv (Ag) | 82 | - | 48 | - | 7200 | - |
| Thallium (Tl) | 14 | - | 8,2 | - | 1230 | - |
| Zink (Zn) | 25500 | 284 | 14900 | 166,32 | 2240000 | 24900 |
| Zink (Zn) opløst | 493 | 114 | 289 | 66,76 | 43300 | 10000 |
| 1-Methylnaphthalen | 9 | - | 5,3 | - | 791 | - |
| 2-Methylnaphthalen | 0,95 | - | 0,56 | - | 83 | - |
| 2-Chlornaphthalen | 0,97 | - | 0,57 | - | 85 | - |
| Benzo(a)anthracen | 73 | 0,4 | 43 | 0,23 | 6410 | 35 |
| Benzo(a)pyren | 120 | 0,4 | 70 | 0,23 | 10500 | 35 |
| Benzo(b)fluoranthen | 160 | - | 94 | - | 14100 | - |
| Benzo(b,j,k)fluoranthen | 0,49 | 1,5 | 0,3 | 0,88 | 43 | 132 |
| Benzo(g,h,i)perylene | 1,811 | 0,8 | 1,1 | 0,47 | 159 | 70 |
| Benzo(k)fluoranthen | 61 | - | 36 | - | 5360 | - |
| Chrysen | 10 | 1,4 | 5,9 | 0,82 | 878 | 123 |
| Chrysen/Triphenylen | 2,271 | - | 1,3 | - | 200 | - |
| Dibenzo(a,h)anthracen | 0,6 | 0,1 | 0,35 | 0,06 | 53 | 8,8 |
| Fluoranthen | 110 | 2,8 | 64 | 1,64 | 9660 | 246, |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | 0,983 | 0,3 | 0,58 | 0,18 | 86 | 26 |
| Naphthalen | 72 | 0,3 | 42 | 0,18 | 6330 | 26 |
| BHC g- (Lindan) | 0,9 | - | 0,53 | - | 79 | - |
| MTBE | 37 | - | 22 | - | 3250 | - |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | 1,3E-03 | - | 7,6E-04 | - | 0,114 | - |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | 3,5E-04 | - | 2,0E-04 | - | 0,031 | - |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | 2,0E-05 | - | 1,2E-05 | - | 0,002 | - |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | 4,3E-05 | - | 2,5E-05 | - | 0,004 | - |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | 4,7E-05 | - | 2,8E-05 | - | 0,004 | - |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | 8,3E-05 | - | 4,9E-05 | - | 0,007 | - |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | 1,0E-05 | - | 5,9E-06 | - | 0,001 | - |
| 1,2,3,7,8-PCDD | 2,6E-05 | - | 1,5E-05 | - | 0,002 | - |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | 4,9E-05 | - | 2,9E-05 | - | 0,004 | - |
| 2,3,4,7,8-PCDF | 6,1E-05 | - | 3,6E-05 | - | 0,005 | - |
| 2,3,7,8-TCDD | 4,5E-06 | - | 2,6E-06 | - | 0,000 | - |
| 2,3,7,8-TCDF | 8,6E-06 | - | 5,0E-06 | - | 0,001 | - |
| 1,3-Dichlorbenzen | 103 | - | 60 | - | 9050 | - |
| Benzen | 13 | 0,1 | 7,6 | 0,06 | 1140 | 8,8 |
| Trimethylbenzen | 15 | - | 8,8 | - | 1320 | - |
| Xylen | 15 | - | 8,8 | - | 1320 | - |
| Dichlormethan | 51 | - | 30 | - | 4480 | - |
| Tetrachlorethylen (PCE) | 42 | 2,6 | 25 | 1,52 | 3690 | 228 |
| Trichlorethylen (TCE) | 7 | 0,6 | 4,1 | 0,35 | 615 | 53 |
| Trichlormethan (Chloroform) | 12 | - | 7,0 | - | 1050 | - |

Tabel 12 Stofflukse for risikable stoffer med høj datakvalitet fra hustage

| Hustage | Koncentration | | Stofflukse | | | |
|-----------------|-----------------|-------------|--|-------------|---------------------------------|-------------|
| | $\mu\text{g/l}$ | | Per areal $\text{mg/m}^2/\text{år}$ | | Total Danmark kg/år | |
| | Maks | 90%-fraktil | Maks | 90%-fraktil | Maks | 90%-fraktil |
| Arsen (As) | 19 | - | 11 | - | 6080 | - |
| Cadmium (Cd) | 32 | 0,03 | 19 | 0,02 | 10200 | 10 |
| Kobber (Cu) | 4500 | 19 | 2640 | 11,13 | 1440000 | 6080 |
| Zink (Zn) | 49942 | 633 | 29200 | 370,72 | 16000000 | 203000 |
| Fluoranthen | 0,313 | - | 0,18 | - | 100 | - |
| Atrazin | 3,46 | - | 2,0 | - | 1107 | - |
| BHC a- | 1,69 | - | 1,0 | - | 541 | - |
| BHC g- (Lindan) | 0,84 | - | 0,49 | - | 269 | - |
| Chlorfenvinfos | 0,18 | - | 0,11 | - | 58 | - |
| DDD (o,p') | 4,61 | - | 2,7 | - | 1475 | - |
| DDD (p,p') | 4,61 | - | 2,7 | - | 1480 | - |
| Fenitrothion | 0,63 | - | 0,4 | - | 202 | - |
| Propazin | 1,11 | - | 0,7 | - | 3553 | - |
| Simazin | 0,62 | - | 0,4 | - | 198 | - |

4.7 Sammenfatning af risikovurdering

Afstrømmet regnvand fra både hustage og befæstede arealer indeholder potentielt et stort antal forurenende stoffer, hvilket er vist i litteratursammenfatningen, hvor der er identificeret 267 forurenende stoffer i afstrømmet regnvand. Risikoscreeningen viser, at lidt over halvdelen af stofferne potentielt udgør en risiko for grundvandet. Imidlertid vurderes det, at den anvendte metode til risikoscreeningen ikke tager højde for specifikke transportprocesser som f.eks. sprækketransport og kolloidtransport, og resultatet for hvert enkelt stof skal derfor tages med forbehold. Det gælder som tidligere diskuteret også 'frikendte' stoffer.

Det vurderes, at risikovurderingen foretaget i nærværende studie ikke er tilstrækkeligt repræsentativ for en "worst-case" situation under danske forhold til at det kan afgøres, om der er en reel risiko for grundvandsforurening.

Antallet af observerede forurenende stoffer illustrerer, at der er en kompleks forurening af regnvand, og i det følgende kapitel er der derfor foretaget en vurdering af muligheder for rensning af regnvand, der nedsives til grundvandet.

5 Teknologier til rensning af regnvand

Som gennemgået i kapitel 4 indeholder afstrømmet regnvand en række forureningskomponenter, som udgør en potentiel risiko for grundvandet. Der er en stigende interesse for at håndtere regnvand mere bæredygtigt og udnytte det som en ressource ved blandt andet at anvende regnvand til rekreative formål i byområder og nedsive det til grundvandet. Dette har affødt en øget fokus på, at regnvandet ikke er tilstrækkeligt rent, og givet anledning til at udvikle teknologier til rensning af regnvand. Dette kapitel præsenterer en sammenfatning af den eksisterende viden om rensning af regnvand, og der er primært fokus på den danske praksis på området. Afslutningsvis vurderes kort behovet for nye teknologier, og potentialet for udvikling heraf vurderes.

5.1 Fjernelsesprocesser

Teknologier til rensning af regnvand gør brug af forskellige processer, som er vist i tabel 13. Processerne adskiller sig ved, om de fastholder stoffet i et medie, f.eks. jord i nedsivningsanlægget eller om de fjerner stoffet fra miljøet ved f.eks. mikrobiel nedbrydning. Ophobning af stoffer i et fast medie som jord kan reducere risikoen for grundvandet, men det fjerner ikke stoffet fra miljøet, idet jorden i stedet forurennes. For organiske miljøfremmede stoffer er den bedste fjernelsesproces derfor nedbrydning af enten mikrobiel eller abiotisk art medmindre der dannes mere toksiske nedbrydningsprodukter.

Tabel 13 Fjernelsesprocesser for forurenende stoffer i regnvand der nedsives.

| | Proces |
|--------------------------|-----------------------|
| Fysiske processer | Filtrering |
| | Bundfældning |
| Fysisk/kemiske processer | Adsorption |
| | Absorption |
| | Flokkulering |
| | Udfældning |
| | Kemisk oxidation |
| | Ionbytning |
| Biologiske processer | Mikrobiel nedbrydning |
| | Planteoptag |

5.2 Naturlige processer i teknologier til nedsivning af regnvand

Der eksisterer en række teknologier til nedsivning af regnvand, som kan anvendes på forskellige lokaliteter og skalaer. I nedsivningsanlæggene foregår der en naturlig fjernelse af forurenende stoffer, og tabel 14 præsenterer de mest anvendte nedsivningsteknologier sammen med de iboende rensningsprocesser.

Som det fremgår af tabel 14, er de primære fjernelsesprocesser adsorption og filtrering i jordlagene under nedsivningsanlægget. Der sker således en fjernelse af stof, men det akkumuleres

i jorden uanset skala af nedsivningsanlægget. Teknologier, der inkluderer plantevækst, akkumulerer forurenende stoffer i planterne, som også fungerer som filtre for partikler.

Ved nedsivning kan der være stor forskel på stoffjernelsen ved de forskellige teknologier. Eksempelvis vil der ved udledning til grønne områder ske transport gennem et tykt, biologisk aktivt muldlag, hvorved der forekommer en større mikrobiel nedbrydning end hvis regnvandet ledes til underjordiske nedsivningsanlæg som faskiner.

De iboende fjernelsesprocesser i nedsivningsteknologierne medfører et øget behov for vedligeholdelse. Ophobningen af partikler i bunden af nedsivningsanlægget leder til en hurtigere tilstopning, og jorden under anlægget vil forurennes og skal håndteres som farligt affald (Vezzaro et al., 2009). Ophobningen af stoffer i den underliggende jord leder også til en øget risiko for forurening af grundvandet, idet der kan ske udvaskning af de sorberede stoffer. Det er derfor vigtigt med et givent interval at udskifte det øverste af den underliggende jord.

Tabel 14 Teknologier til nedsivning af regnvand og de naturlige fjernelsesprocesser (Vezzaro et al., 2009).

| Teknologier | Naturlige processer til stoffjernelse |
|--|---|
| Faskiner | Adsorption og filtrering i jordlagene. Sedimentering og adsorption til sediment. |
| Infiltrationsbrønde | Adsorption og filtrering i jordlagene. Sedimentering og adsorption til sediment. |
| Naturlige lavninger i terræn med nedsivning | Planteoptag. Adsorption og filtrering i jordlagene. Sedimentering og adsorption til sediment. Nedbrydning |
| Gravet rende med filtermateriale af sand/grus og nedsivning | Sedimentering og adsorption til sediment. |
| Permeable belægninger | Adsorption og filtrering i jordlagene og supportlag. Adsorption til belægning. |
| Bassin, græsklædt, tørt | Planteoptag og filtrering i planter. Adsorption og filtrering i underliggende jordlag. Sedimentering og adsorption til sediment. Nedbrydning |

5.3 Evaluering af stoffers fjernelsespotentiale ved de forskellige processer

Potentialet for fjernelse af miljøfremmede stoffer er bestemt af hvert stofs fysisk/kemiske egenskaber. I EU-projektet "Source Control Options for Reducing Emissions of Priority Pollutants" (ScorePP) har Scholes et al. (2008a og 2008b) vurderet fjernelsespotentialet for de miljøfremmede organiske stoffer, der er på EU's liste over prioriterede stoffer. En lang række af disse stoffer er i nærværende studie identificeret i afstrømmet regnvand, og fjernelsespoten-

tialet for adsorption, bundfældning og filtrering, planteoptag og mikrobiel nedbrydning for de pågældende stoffer er angivet i tabel 15.

Tabel 15 Potentiale for fjernelse af miljøfremmede organiske stoffer ved forskellige fjernelsesprocesser (Scholes et al., 2008b). + = lavt potentiale, ++ = medium potentiale, +++ = højt potentiale.

| | Adsorption | Bundfældning og filtrering | Planteoptag | Mikrobiel nedbrydning |
|------------------------|------------|----------------------------|-------------|-----------------------|
| Benzen | +/+++ | ++ | + | ++ |
| Naphthalen | ++ | ++/+++ | +/+++ | ++/+++ |
| Anthracen | ++/+++ | +++ | ++ | +/++ |
| Fluoranthen | ++/+++ | +++ | ++ | +/++ |
| Benzo(a)pyrene | +++ | +++ | +++ | + |
| Benzo(g,h,i)perylen | +++ | +++ | +++ | + |
| Indeno-(1,2,3-cd)pyren | +++ | +++ | +++ | + |
| Benzo(k)fluoranthen | +++ | +++ | +++ | + |
| Benzo(b)fluoranthen | +++ | +++ | +++ | + |
| Chloroform | + | ++ | + | ++/+++ |
| PCE | +/++ | ++ | +/++ | + |
| TCE | +/++ | ++ | + | +/++ |
| 1,2,4-trichlorbenzen | +/++ | ++/+++ | ++ | ++ |
| Trichlorbenzener | ++ | ++/+++ | ++ | + |
| Pentachlorbenzen | ++/+++ | +++ | ++/+++ | ++ |
| Hexachlorbenzen | +++ | +++ | ++/+++ | + |
| Pentachlorphenol | ++ | ++/+++ | ++/+++ | ++/+++ |
| Lindan | ++ | ++/+++ | ++ | ++/+++ |
| DDT-p,p | +++ | +++ | +++ | + |
| DDT-o,p | +++ | +++ | +++ | + |
| DDD | +++ | +++ | ++/+++ | +/++ |
| DDE | +++ | +++ | +++ | |
| Diuron | +/++ | ++ | ++ | + |
| Isoproturon | +/++ | ++ | + | +++ |
| Alachlor | +/++ | ++ | +/++ | ++ |
| Simazin | +/++ | ++ | + | ++/+++ |
| Atrazin | +/++ | ++ | + | ++ |
| Chlorfenvinphos | +/++ | ++ | ++ | ++/+++ |
| Chlorpyrifos | ++ | ++/+++ | ++ | |
| Endosulfan | ++ | ++/+++ | ++ | ++/+++ |
| Hexachlorbutadien | ++ | ++/+++ | ++ | ++ |
| Trifluralin | ++ | ++/+++ | ++/+++ | ++ |
| Endrin | ++/+++ | +++ | ++/+++ | |
| Dieldrin | ++ | ++/+++ | ++/+++ | |
| Isodrin | ++ | ++/+++ | +++ | |
| Aldrin | ++ | ++/+++ | +++ | |
| Octylphenoler | ++ | ++/+++ | ++ | |
| Para-tert-octylphenol | ++ | ++/+++ | ++ | |
| Nonylphenoler | ++/+++ | +++ | ++/+++ | ++/+++ |
| 4-para-nonylphenol | ++/+++ | +++ | ++/+++ | |
| DEHP | ++/+++ | +++ | +++ | ++ |

Fjernelsespotentialer 'Bundfældning og filtrering' er vurderet som potentialer for fjernelse ved bundfældning og filtrering efter adsorption til suspenderet stof og udfældning. Mikrobiel nedbrydning angiver en samlet vurdering af aerob og anaerob nedbrydning, og grænserne præsenteret for lav, middel og høj er som angivet i Scholes et al. (2008b). Scholes et al. (2008b) har anvendt overgangsgrenser $+ / ++$ ($T_{1/2} = 130 - 180$ dage) og $++ / +++$ ($T_{1/2} = 30 - 80$ dage).

Ifølge tabel 15, er mikrobiel nedbrydning og planteoptag overordnet set de processer, der har mindst fjernelsespotentialer. Det skal dog bemærkes, at der sjældent vil være en tilstrækkelig opholdstid, til at der kan forekomme omfattende nedbrydning. Adsorption samt bundfældning og filtrering har generelt set et middel til højt potentialer for alle de vurderede stoffer.

PAH-forbindelserne og de hormonforstyrrende phthalater, nonyl- og octylphenoler har overvejende et højt fjernelsespotentialer for de to processer adsorption samt bundfældning og filtrering. Gruppen af pesticider har et middel til højt potentialer for fjernelse ved adsorption samt bundfældning og filtrering.

Stofferne i tabel 15 repræsenterer et relativt bredt udsnit af de observerede miljøfremmede stoffer i litteraturstudiet, og som det fremgår af tabellen, er der generelt et godt potentialer for fjernelsen af stoffer.

5.4 Parametre som indgår i vurdering af teknologier

Teknologier til rensning af regnvand, der skal nedsives, kan vurderes ud fra en række parametre. Først og fremmest er det essentielt, hvilke stoffer den pågældende teknologi fjerner, og hvor effektivt det sker. Fjernelsen kan variere meget for de forskellige forureningskomponenter som inkluderer suspenderet materiale, patogener, tungmetaller og miljøfremmede organiske stoffer. De miljøfremmede stoffer adskiller sig betydeligt fra hinanden, hvorfor det ikke er alle miljøfremmede stoffer, der nødvendigvis fjernes ved en teknologi. Det er specielt mobile miljøfremmede stoffer, som er en udfordring i rensning af regnvand.

En anden meget væsentlig parameter, som en teknologi vurderes ud fra er, hvor meget plads den pågældende teknologi kræver, og i hvilke områder den egner sig. Det er især væsentligt i forhold til om rensningsteknologien kan anvendes til nedsivningsanlæg på lille skala og tæt bebyggede områder.

En rensningsteknologi vurderes også ud fra skæbnen af de forurenende stoffer, idet det er afgørende om et stof ophobes i de øverste lag af jorden eller fjernes totalt som ved nedbrydning. Ved akkumulering af forurenende stoffer i de øverste jordlag øges behovet for vedligeholdelse, hvilket er en vigtig parameter, da det er omkostningsfuldt og tidskrævende. Om-

kostninger til implementering og vedligeholdelse er altid en afgørende ved etablering af teknologier.

5.5 Eksisterende teknologier til rensning af regnvand

Der eksisterer en række teknologier til rensning af regnvand, hvor de typisk anvendte præsenteres i dette afsnit og tabel 16.

Tabel 16 Oversigt over renseteknologier og de tilhørende processer, stoffjernelse og vedligeholdelse (Teknologisk Institut, 2012)

| | Proces | Skala | Stoffjernelse | Vedligeholdelse |
|--------------------------------------|--|---------------|--|---|
| Sandfang | Bundfældning | Lille og stor | SS – god | Tømning 1 gang/år |
| Olieudskiller | Udskilning | Lille og stor | SS – mellem Kvælstof – mellem Oliestoffer – god | Tømning 1 gang/år Etableres med sandfang |
| Grønne arealer og regnbede | Filtrering og aflejring | Lille og stor | SS – god Tungmetaller – god Opl. org. stoffer – lav til mellem | Fjernelse af affald og aflejringer Vedligeholdelse af bevoksning |
| Bassiner | Bundfældning og evt. flokkulering | Stor | SS - god Tungmetaller – god Opl. org. stoffer – mellem | Jævnligt tilsyn Etableres med sandfang |
| Sand- og grusfiltre | Filtrering og biologisk omsætning | Stor | SS – god Kvælstof – lav til mellem Tungmetaller – mellem Opl. org. stoffer – lav til mellem | Oprensning/udskiftning af filtermateriale Etableres med sandfang |
| Skive-, bånd- og tromlefiltre | Filtrering og evt. koagulant og flokkulant | Stor | SS – god Tungmetaller – mellem Opl. org. stoffer – mellem | Løbende tilsyn Etableres med sandfang |
| Adsorptionsanlæg | Adsorption og filtrering | Lille og stor | SS - god Tungmetaller – god Opl. org. stoffer – god | Løbende tilsyn Udskiftning af adsorptionsmateriale |
| Filterjord | Adsorption og filtrering | Lille og stor | SS – god Tungmetaller – god Opl. org. stoffer – formentlig god | Udskiftning af jord (ca. 20 år) |

Sandfang er hyppigt anvendt til at fjerne større urenheder som sand, grus, blade, grene og andre stoffer, der kan bundfældes. Sandfang er en teknisk simpel løsning, som dimensioneres så opholdstiden er tilstrækkelig til bundfældning. Sandfanget placeres umiddelbart før et ned-sivningsanlæg, hvilket begrænser tilstopning af ned-sivningsanlægget og mindsker behovet for vedligeholdelse. Sandfang etableres ofte i forbindelse med andre rensningsteknologier for at frasortere den grove forurening i regnvandet (Teknologisk Institut, 2012).

Olieudskillere anvendes til fjernelse af oliestoffer, der sidder på overflader og skylles af med regnen. Olieudskillere fjerner i ringe grad andre former for forurening. De dimensioneres, så den første tiendedel af den dimensionerende regnmængde ledes gennem olieudskilleren, og resten ledes udenom. Herved undgås det, at der sker reduktion af flowkapaciteten. Olieudskillere kræver lidt plads og etableres i forbindelse med sandfang (Teknologisk Institut, 2012).

Grønne arealer og regnbede renser regnvand ved sedimentering af partikler og filtrering i planterne. Derudover kan der ske mikrobiel omsætning af organiske stoffer ved nedsivning i de øverste muldlag. Teknologien kræver meget plads, men til gengæld skaber den rekreativ værdi i et område. Forureningen ophobes i sedimentet og den underliggende jord, hvis der sker nedsivning, og der kan være risiko for udvaskning til grundvandet. Grønne arealer og regnbede kræver vedligeholdelse af vegetationen, og der skal fjernes affald, som transporteres med det afstrømmede regnvand (Teknologisk Institut, 2012).

I bassiner fjernes materiale, der kan bundfældes, og hvis bassinet er beplantet er fjernelsesprocesserne analoge til grønne arealer og regnbede. Bassiner er teknisk simple at konstruere, og ved en korrekt dimensionering kan der opnås 70 % fjernelse af suspenderet stof fra vandfasen, og 30 – 50 % fjernelse af tungmetaller. Bassiner kræver meget plads, og de kræver vedligeholdelse, hvis de skal fremstå æstetiske og have en rekreativ værdi. Bassiner skal etableres med sandfang (Teknologisk Institut, 2012).

Sand- og grusfiltre kan rense regnvand ved at lade vandet passere filtermaterialet. Effektiviteten af rensningen er højere des mere finkornet materialet er, hvilket dog medfører en større risiko for tilstopning. Sand- og grusfiltre fjerner primært suspenderet stof, om end der foregår biologisk omsætning af organiske stoffer til en vis grad. Filtrene kan designes, så der er mere favorable forhold for biologisk omsætning. Sand- og grusfiltre er forholdsvis simple og billige at etablere, dog kræver de regelmæssigt tilsyn og filtermaterialet skal med tiden udskiftes. Ved etablering med sandfang forlænges levetiden for filtrene (Teknologisk Institut, 2012).

Skive-, bånd- og tromlefiltre leder vandet gennem en filterdug eller et fintmasket net, hvorved de forurenende stoffer filtreres fra (Teknologisk Institut, 2012). Ved tilsætning af koagulant kan der opnås en øget renseseffektivitet, og filtrene kan generelt tilpasses den fjernelse der ønskes. Filtrene er teknisk komplicerede, og det er vigtigt, at de er afskærmede for uvedkommende. Det er relativt dyrt at etablere disse typer filtre, og de kræver løbende vedligeholdelse. De etableres med sandfang for at fjerne den grove forurening (Teknologisk Institut, 2012).

I adsorptionsanlæg ledes regnvandet igennem anlægget og i løbet af opholdstiden binder stofferne sig til adsorptionsmaterialet, som ofte er aktivt kul, som har et højt indhold af organisk

kulstof og et stort overfladeareal. Der kan dog også anvendes uorganiske medier, som f.eks. kalkmaterialer. Adsorptionsanlæg fjerner effektivt en række miljøfremmede stoffer og tungmetaller. Anlægget etableres med et sandfang for at undgå tilstopning af filtermaterialet. Det er nødvendigt med hyppig kontrol af anlæggene, idet tilstopning kan medføre præferentielle strømningsveje, hvorved rensningseffekten reduceres, fordi adsorptionsmaterialet i strømningsvejene kun udgør en mindre del af det samlede volumen og hurtigt mættes. Anlæggene kan laves underjordiske, hvorved de ikke optager plads i byområder, dette mindsker dog mulighederne for vedligeholdelse i forbindelse med tilstopninger (Teknologisk Institut, 2012).

Filterjord placeres i nedsivningsanlæg, hvor jorden er optimeret i forhold til indhold af organisk materiale, ler og pH, så der sker en optimal tilbageholdelse af forurenende stoffer i jorden. Filterjorden fungerer da som filter og adsorptionsmateriale (Ingvertsen, 2011).

5.6 Danske undersøgelser

Danske undersøgelser af teknologier til rensning af regnvand beskrives i dette afsnit for at give et overblik over dansk praksis på området.

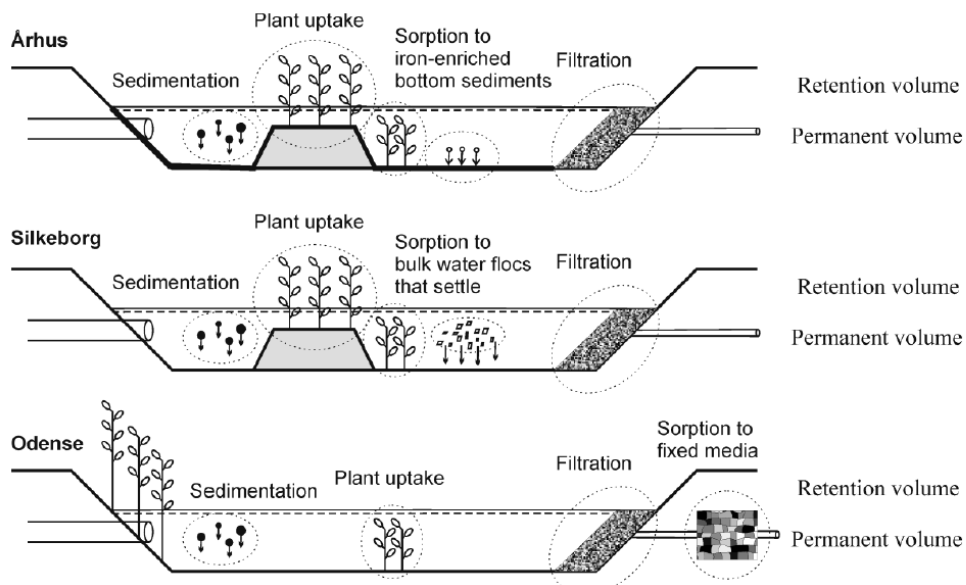
5.6.1 Kombination af teknologier

"Life-Treasure" er et EU-projekt udført i Danmark af Silkeborg Kommune, Århus Kommune, Odense Vandselskab as, Aalborg Universitet, Aarhus Universitet og Miljøstyrelsen. Formålet med projektet er at teste tre forskellige kombinationer til rensning af afstrømmet regnvand i tre byer i Danmark, så vandet overholder krav fra EU's Vandrammedirektiv (Silkeborg Kommune, 2009).

De tre forskellige kombinationer inkluderer alle et bassin med bundfældning, planteoptag, sandfilter og en form for sorptionsmateriale. De tre kombinationer adskiller sig ved metoden og materialet for sorption, og principperne er illustreret i figur 3. I Aarhus er bassinsedimentet beriget med jernsalte for at øge sorptionen. I Silkeborg er vandet tilsat aluminiumsalte, hvorved der dannes flokke med de forurenende stoffer, som derefter bundfældes. I Odense har de testet sorption til et fast sorptionsmedie af fossile østersskaller placeret efter bassinet (Silkeborg Kommune, 2009).

Kombinationen i Odense med et fast sorptionsmedie gav gode resultater i forhold til fjernelse af opløste og partikulære forurenende stoffer. Effektiviteten af de to andre former for sorption kunne kun vises for phosphor (Silkeborg Kommune, 2009).

Resultaterne af projektet er offentligt tilgængelige, og der kan findes information på www.life-treasure.com.



Figur 3 Princip for de tre kombinationer af renseteknologier i Life-Treasure (Silkeborg Kommune, 2009)

5.6.2 Filterjord

Filterjord er en specifik jordblanding, som placeres i den øverste jord af nedsivningsanlæg, og som er optimeret i forhold til rensning af det nedsivende regnvand. Dette indebærer, at det opfylder en række krav til indholdet af sand, ler, organisk materiale, forurenende stoffer og pH (Ingvertsen, 2011). Filterjord anvendes i Tyskland, men på grund af manglende dokumentation for renseseffektiviteten har Ingvertsen (2011) etableret et forsøgsanlæg ved Aarhus Universitet (Ingvertsen, 2012); se figur 4.



Figur 4 Etablering af filterjord-anlæg til nedsivning og rensning af regnvand (Ingvertsen, 2012)

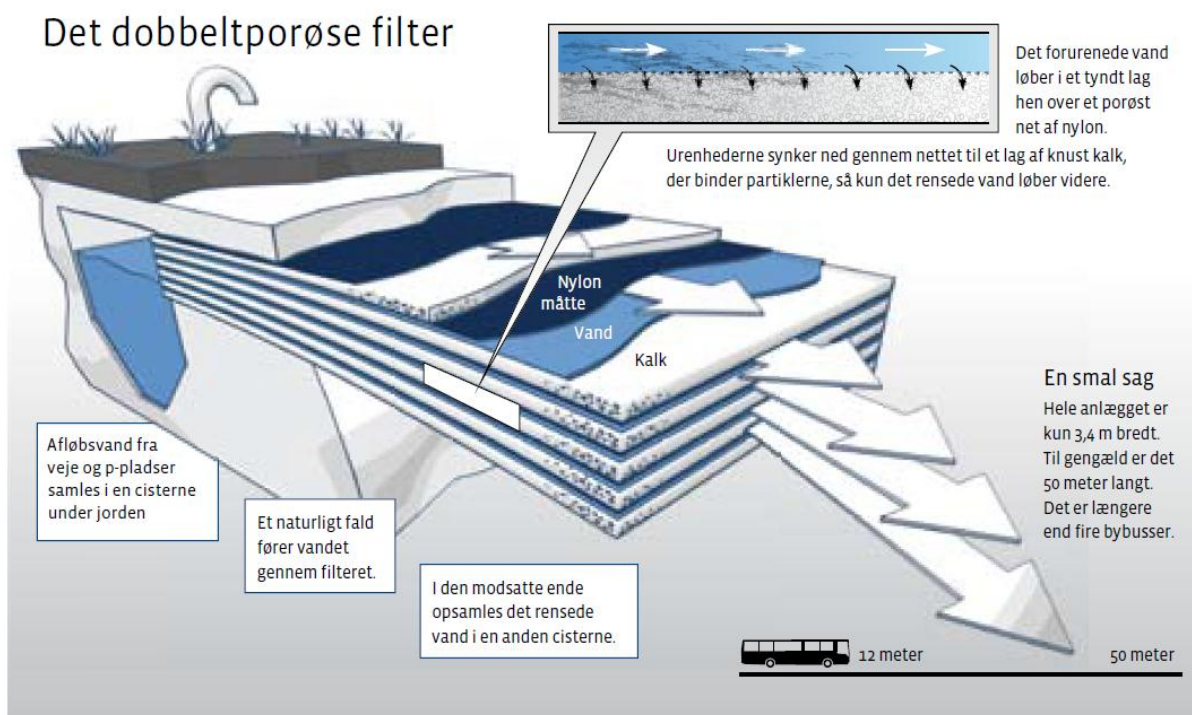
Indledningsvis er der udtaget prøver af 6 – 16 år gamle filterjord-anlæg i Tyskland, som er undersøgt for renseseffektivitet overfor tungmetaller og fine partikler. Undersøgelserne viser, at der er en god rensning for fine partikler og en god rensning af tungmetaller, mens rensningen

for krom er begrænset. Koncentrationen af tungmetaller i den undersøgte filterjord overstiger kvalitetskravene, og jorden klassificeres derfor som forurenede jord (Ingvertsen, 2011).

Undersøgelserne viser, at der kan ske en mobilisering af tungmetaller i jorden på grund af kolloidtransport og opløst organisk materiale, hvilket kan øge risikoen for grundvandsforurening. Det er derfor konkluderet, at teknologien har et godt potentiale som renseteknologi, men at den skal yderligere udvikles for at undgå mobilisering af forurenende stoffer (Ingvertsen, 2011).

5.6.3 Dobbeltporøs filtrering

Dobbeltporøs filtrering er en dansk udviklet teknologi, der anvender kalk som sorptions- og filtermateriale til fjernelse af miljøfremmede organiske stoffer, tungmetaller og næringsstoffer. Kalk er tidligere afprøvet som sorptionsmateriale, men der er problemer med tilstopning, hvilket har ledt til udvikling af det dobbeltporøse filter (Hallig og Jensen, 2011). Som det fremgår af den konceptuelle illustration i figur 5, strømmer regnvandet i tynde højporøse lag over kalken, og de forurenende stoffer diffunderer ned i den knuste kalk (Hallig og Jensen, 2011).



Figur 5 Konceptuel illustration af princippet ved dobbeltporøs filtrering (Samvirke, 2008)

Et underjordisk dobbeltporøst filter, som er 50 meter langt, har været testet på et pilotanlæg i Ørestaden i 2007 – 2009 med det formål at lede rent vand fra veje og parkeringspladser til kanalerne i bydelen (Hallig og Jensen, 2011).

Figur 6 viser et foto af filteret, da det blev gravet op efter de to års testperiode. Filteret har i denne periode modtaget regn fra et opland på 1,3 hektar, og det viste sig, at der sker tilstopning med sediment i de tynde, porøse lag. Det er derfor anbefalet, at lave en bedre forrensningsenhed for at reducere mængden af sediment til anlægget.



Figur 6 Opgravning af dobbeltporøst filter i Ørestaden (Hallig og Jensen, 2011)

Birch et al. (2011) har målt koncentrationer af en lang række stoffer ved indløbet og udløbet fra det dobbeltporøse filter, og for alle stoffer på nær AMPA og chloroform var udløbskoncentrationen lavere end indløbskoncentrationen. Prøverne er stikprøver, og det kan derfor ikke konkluderes, at der sker en produktion af AMPA og chloroform i filteret. AMPA dannes ved nedbrydning af glyphosat. Koncentrationerne af glyphosat falder, hvormed det er sandsynligt, at der er højere koncentrationer af AMPA i udløbet fra filteret. Renseeffektiviteten af det dobbeltporøse filter er højest for tungmetaller, men det skal dog bemærkes, at mange af de organiske stoffer forekommer i koncentrationer tæt på detektionsgrænsen, hvormed der er en større usikkerhed på koncentrationerne.

5.6.4 3FM og skivefilter

I 2009 testede DHI, Krüger A/S og Nordvand A/S effektiviteten af to teknologier til rensning af vejvand. Formålet var at opnå viden om de to filtreringsteknologier 3FM og skivefilter til rensning af regnvand. Effektiviteten af tilsætning af koagulant til vandet blev også testet. Teknologierne havde ikke tidligere været anvendt til dette formål, og der var fokus på effektiviteten for stoffjernelsen af næringsstoffer, tungmetaller, PAH-forbindelser, DEHP og bisphenol A (Pedersen, 2010).

3FM står for Flexible Fibre Filter Module, og dette anlæg blev opstillet ved Gentofterenden. Skivefiltreret blev opstillet ved Fæstningskanalen. 3FM består af nylonfibre, som vandet gen-

nemstrømmer, hvorved stofferne fjernes. Skivefilteret består af en serie af skive, hvor vandet presses igennem og derved renses (Pedersen, 2010). Figur 7 viser fotos af de to filteranlæg.



Figur 7 Venstre: 3FM ved Gentofterenden. Højre: Skivefilter ved Fæstningskanalen. (Pedersen, 2010).

Tabel 17 opsummerer resultaterne fra undersøgelsen. Heraf fremgår det, er der ikke nogen af kombinationerne, hvor der er højere end 80 % renseeffektivitet. Der er en god rensning af suspenderede stoffer med alle kombinationerne og kvalitetskravene overholdes i alle tilfælde. BOD renses i mindre grad, men overholder dog kvalitetskravene. Med koagulant sker der en rensning på 30 – 80 % for PAH'er, hvilket dog ikke er nok til at overholde kvalitetskravene.

Samlet set har skivefilteret med koagulant og flokkulant den bedste rensning for alle stoffer. Et generelt problem var, at regnvandet ikke var forurenset tilstrækkeligt til at kvantificere renseeffektiviteten, fordi koncentrationerne lå for tæt på detektionsgrænsen (Pedersen, 2010).

Tabel 17 Resultater fra rensning af regnvand med to filterteknologier (Pedersen, 2010)

| | SS | Tot-P | BOD | Cu, Zn | PAH | Bis. A | DEHP |
|--|----|-------|-----|--------|-----|--------|------|
| 3FM uden koagulant | ++ | + | + | + | - | ++ | - |
| 3FM med koagulant | ++ | ++ | + | + | ++ | - | - |
| Skivefilter uden koagulant og flokkulant | ++ | + | + | + / ++ | - | - | - |
| Skivefilter med koagulant og flokkulant | ++ | ++ | + | + / ++ | ++ | - | ++ |

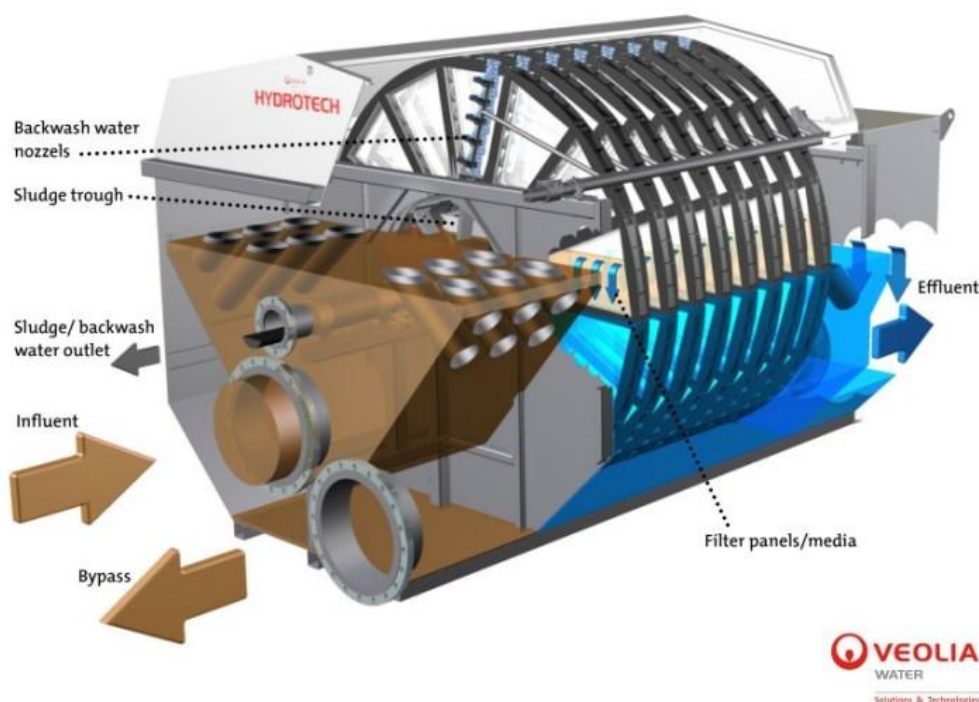
Mindre end KK
 Manglende eller usikre data
 Højere end kvalitetskrav

+ 0 – 30 %
 ++ 30 – 80 %
 +++ > 80 %

5.6.5 Skivefilter

Som opfølgning på undersøgelserne af rensning af regnvand med filterteknologier kører Krüger, DTU Miljø, Gladsaxe Kommune og Nordvand et udviklingsprojekt, hvor der testes et skivefilter til rensning af vejvand ved Bagsværd Sø.

Projektet kører fra juli 2012 – juli 2013, og der laves forsøg med at øge rensgraden ved tilsætning af koagulant og flokkulant. Det er ligeledes formålet at teste effektiviteten af tilsætning af grønne polymerer, som er fremstillet af kartoffelstivelse og dermed ikke er syntetiske. Figur 8 illustrerer opbygningen af skivefilteret.



Figur 8 Konceptuel illustration af skivefilter (Hydrotech, 2012)

5.7 Kommercielle produkter

Behovet for rensning af regnvand til forskellige formål er bredt anerkendt, og der findes derfor en række kommercielle produkter, som blandt andet består af de forskellige nævnte teknologier.

Tabel 18 præsenterer et udsnit af de yderligere produkter til regnvandsrensning, som eksisterer på markedet. Der er ikke foretaget vurdering af renseeffektiviteten, og den generelle anvendelighed for hvert produkt. Generelt set, er de kommercielle produkter anvendelige på stor skala.

Tabel 18 Kommercielle produkter til rensning af regnvand

| Filtersystemer (egnede til de fleste af de opløste forurenende stoffer) | |
|--|---|
| | ADS Bayfilter™ AquaShield: Aqua-Filter™; Contech Construction Products, Stormwater Management Inc.: StormFilter®, Filterra®: Bioretention System, Hydro International: Hydro Up-Flo Filter®, tilgængelig via KriStar (nedenfor); Imbrium Systems Corp.: Jellyfish membranfilter og Sorbtive Media system, KriStar Enterprises: FloGard® PERK FILTER, Up-Flo Filter®, Veolia Water Solutions & Technologies: Hydrotech Skivefilter, Hydrotech Tromlefilter, Hydrotech Belt Filter Enregis®: Biocalith MR; Heavy Metal Adsorption Filter Shaft ESAF |
| Flokkuleringssystemer | |
| | Veolia Water Solutions & Technologies: Actiflo™ |
| Separations- og bundfældningssystemer (for grove partikler) | |
| | Enregis®: ENVIA CRC vejafvanding ADS Bayseparator™ AquaShield: Aqua-Swirl™ Concentrator Contech Construction Products, CDS Technologies: Inline/Offline Units Contech Construction Products, Vortechincs®: VortSentry™, VortCapture™; Environment21™, EnviroTrap Filter, V2B1 Swirl og Unistorm Separation, Puristorm Filtration og andre produkter, Hydro-International: Downstream Defender® Imbrium Systems Corp.: Stormceptor Hydrodynamic Separator (Rinker Materials distributor), KriStar Enterprises: Dual-Vortex™ |

5.8 Muligheder for udvikling af teknologier til rensning af regnvand

5.8.1 Behov for yderligere undersøgelser

På baggrund af de identificerede produkter og undersøgelser af teknologier til rensning af regnvand vurderes det, at der er et godt potentiale for rensning af afstrømmet regnvand så det kan nedsives uden risiko for grundvandsforurening. Det konkluderes imidlertid, at der stadig er et stort behov for undersøgelser og udvikling af teknologier til regnvandsrensning i Danmark for at kunne etablere god praksis på området. Det skal dog bemærkes, at udbredt rensning af regnvand vil genere toksisk og unedbrydeligt slam, der skal håndteres som forsvarligt.

For mange af de vurderede teknologier er ulemperne, at de er meget plads- og energikrævende. Ved etablering af underjordiske anlæg, som f.eks. dobbeltporøse filtre og filterjord er det en betydelig ulempe, at vedligeholdelse er meget kompliceret på grund af den begrænsede adgang.

Der er behov for at teste fuldskalaanlæg over længere perioder for at opnå viden om præstationen over tid. Dette behov illustreres blandt andet af erfaringerne med dobbeltporøs filtrering som stopper til uden ordentlig forrensning af sediment.

De stofgrupper, der typisk anvendes til vurdering af renseeffekten, er næringssalte, tungmetaller og PAH-forbindelser, men i litteraturstudiet er det vist, at der i regnvand også forekommer en lang række miljøfremmede stoffer, heriblandt mange pesticider og biocider samt adskillige hormonforstyrrende stoffer som DEHP, nonylphenol og bisphenol. Ingvertsen et al. (2011) og Eriksson et al. (2007) har undersøgt, hvilke stoffer der skal anvendes som indikatorstoffer for at dokumentere effektiviteten af renseteknologier. Ingvertsen et al. (2011) foreslår at måle total koncentrationer af:

- Suspenderet stof
- Zink og kobber
- Phenanthren, fluoranthren og benzo(b+k)fluoranthren
- Nitrogen og fosfor
- Pesticider, phenoler og andre stoffer kan evt. tilføjes

Disse indikatorstoffer er karakteriseret ved at være kritiske overfor overfladevand, og det anbefales derfor, at der udpeges indikatorstoffer, der repræsenterer risici overfor grundvandet.

Fokus for mange renseteknologier er, at vandet skal overholde kvalitetskrav for overfladevand, hvorfor blandt andet næringsstoffer er i fokus. PAH-forbindelser og tungmetaller er toksiske overfor akvatisk liv, men de er samtidigt stærkt sorberende og derfor ikke nødvendigvis de stoffer der udgør den største trussel for grundvandet. For at kunne etablere en veldokumenteret praksis for regnvandsrensning er der behov for viden om fjernelse af flere grupper af miljøfremmede organiske stoffer. Herunder er det vigtigt at fokusere på evnen til både at reducere de fine partikler, som kan kolloidtransportere og opløste miljøfremmede stoffer, da de ikke frafiltreres af jord og sediment under nedsivningsanlægget.

5.8.2 Teknologiuudvikling

Der eksisterer flere teknologier til rensning af regnvand, men der er stadig behov for at forbedre disse og udvikle nye for at etablere en velfungerende praksis på området i Danmark. Dette afspejles blandt andet i, at der i de seneste år har været flere forskningsprojekter i Danmark, som tester effektiviteten af renseteknologier til regnvand.

Vand til andre formål end nedsivning renses i stor stil verden over, og ved vurdering af mulighederne for teknologiuudvikling er det nyttigt at søge inspiration fra teknologier til rensning af overfladevand og grundvand til drikkevand samt regnvand til overfladevand. De fleste teknologier til rensning af regnvand er udviklet med henblik på udledning til overfladevand, hvilket

er meget analogt til rensning af regnvand til nedsivning, men der kan være forskel på, hvilke stoffer der er i fokus. Eksempelvis er mobile pesticider kritisk for grundvandet.

Formålet med rensning af regnvand inden nedsivning er at fjerne fine partikler, miljøfremmede organiske stoffer og tungmetaller, hvormed risikoen for forurening af underliggende jord og grundvand reduceres. På baggrund heraf vurderes det, at udviklingen skal ske for teknologier, der renser inden vandet ledes til nedsivningsanlægget.

Mulighederne for udvikling af teknologier vurderes til at være i tråd med de udviklingsprojekter, der er beskrevet i afsnit 5.6, hvor der er fokus på:

- Kombination af kendte teknologier
- Udvikling af adsorptionsmaterialer
- Optimere præstation
- Forlænge levetid og mindske vedligeholdelse ved f.eks. mindre tilstopning

Det er imidlertid essentielt at tilpasse teknologierne til nedsivning, hvor udledning til overfladerecipienter har været mest i fokus i udviklingsprojekterne. Ved implementering af renseteknologier for regn fra store oplande, vil det være nødvendigt at tilpasse renseteknologierne til den enkelte lokalitet, hvorfor det er vigtigt at have flere alternativer, hvis præstation hver især er godt kendt. På stor skala er der derfor behov for at videreudvikle de eksisterende teknologier og opnå kendskab til potentialet ved at kombinere de enkelte teknologier med andre.

De fleste projekter anvender renseteknologier til regn, der afstrømmer fra store befæstede arealer, hvorfor teknologierne ofte er pladskrævende. Der er således et behov for udvikling og tilpasning af teknologierne, så de kan anvendes på mindre skala inklusive private matrikler.

På lille skala er det essentielt, at teknologierne er nemme at vedligeholde og har lave omkostninger. Ydermere, må de ikke kræve energi eller håndtering af kemikalier og forurening.

Det vurderes, at der for den lille skala er et potentiale i at udvikle adsorptionsfiltre i kombination med sandfang. I litteraturen eksisterer der adskillige studier af forskellige sorptionsfiltres kapacitet og præstation, som kan bruges til valg af materialer. Udover selve valget af adsorptionsmateriale kræver udviklingen ressourcer til at gøre det til et kommercielt produkt, som har en god brugervenlighed og som kan anvendes af folk, der ikke har ekspertise indenfor området.

6 Sammenfatning og anbefalinger

6.1 Sammenfatning af eksisterende viden

Afstrømmet regnvand fra både hustage og befæstede arealer indeholder potentielt et stort antal forurenende stoffer. Dette er konkluderet på baggrund af sammenfatningen af international og dansk litteratur om forekomsten af forurenende stoffer i afstrømmet regnvand fra befæstede arealer og hustage.

- Der er samlet set identificeret 267 forurenende stoffer i regnvand fra de to typer af oplande, og der er ligeledes fundet høje koncentrationer af patogener.
- I regnvand fra befæstede arealer og hustage er der påvist henholdsvis 236 og 113 stoffer.

Stofferne inkluderer følgende stofgrupper:

- Metaller
- PAH-forbindelser
- Pesticider
- PCB'er
- Phthalater og adipater
- Kulbrinter
- Halogenerede alifatiske kulbrinter
- Dioxiner og furaner
- Phenoler
- Ætere
- Diverse
- Pathogener

Tilførslen af næringsstoffer fra nedsivning af afstrømmet regnvand er vurderet til at udgøre en begrænset belastning sammenlignet med landbruget, og næringsstoffer er derfor ikke vurderet i denne rapport.

Klorid forekommer i høje koncentrationer i afstrømmet regnvand som følge af glatførebekæmpelse. I en tidligere undersøgelse udført af GEUS er det vist, at klorid fra vejsaltning visse steder kan udgøre en trussel for grundvandsressourcen (Kristiansen et al., 2009). Problemstillingen er ikke nærmere belyst da Naturstyrelsen parallelt med nærværende projekt har udført projektet "Risiko for forurening af grundvandet ved forskellige typer glatførebekæmpelse". Det bemærkes dog, at klorid har ringe potentiale for fjernelse vha. renseteknologier.

Regnvand fra befæstede arealer er mere undersøgt end tagvand, og det kan derfor ikke konkluderes på baggrund af antallet af påviste stoffer, at tagvand er mindre forurennet end regnvand fra befæstede arealer.

Flere af de påviste stofgrupper er relateret til trafikintensitet, hvorfor regnvand fra befæstede arealer er mest forurennet med hensyn til PAH-forbindelser og oliekomponenter. Byggematerialer tilsættes i stor stil kemikalier, herunder blødgørere og biocider til bekæmpelse af vækst af svampe og mos på facader og tage. Disse stoffer frigives fra materialerne ved kontakt med regnvand, og giver anledning til forurening heraf. Miljøstyrelsen udfører i skrivende stund projektet "Metoder og værktøjer til forbedring af emissionsscenarier for udvaskning af biocidprodukter (Vandstyret leaching af biocider fra maling og puds)", hvorved der vil skabes mere viden om denne problemstilling.

6.2 Risikovurdering af nedsivning af regnvand

For de 267 identificerede stoffer i afstrømmet regnvand er der foretaget en risikoscreening i tre trin:

1. Opfyldelse af kvalitetskrav for drikkevand og overfladevand
2. Mobilitet og nedbrydelighed under aerobe forhold
3. Nedbrydelighed under aerobe og anaerobe forhold.

For 73 af de vurderede stoffer er der ingen kvalitetskrav, og der er mange stoffer, hvor der ikke eksisterer data om nedbrydelighed under anaerobe forhold. Der er stor variation i antallet af studier, der har undersøgt hvert enkelt stof, hvorfor datakvaliteten varierer betydeligt for de forskellige stoffer.

- Risikoscreeningen har vist, at der er en potentiel risiko for forurening af grundvandet for 153 ud af 267 undersøgte stoffer ved nedsivning af regnvand fra både hustage og befæstede arealer.
- I regnvand fra befæstede arealer og tagvand udgør henholdsvis 136 og 55 stoffer en risiko.

PAH-forbindelserne og tungmetallerne er generelt velundersøgt i regnvand fra befæstede arealer og udgør ifølge risikovurderingen en risiko for grundvandet. Tungmetaller og PAH-forbindelser er forbundet med trafik og forbrændingsprocesser og skal derfor forventes at forekomme i alle byområder.

Pesticider og nedbrydningsprodukter forekommer i stort antal i regnvandet, men datakvaliteten er meget svingende. Anvendelse af mange af pesticiderne er i dag forbudt og iblandt de godkendte stoffer, vurderes 11 pesticider og nedbrydningsprodukter at udgøre en risiko.

Glyphosat anvendes i ukrudtsbekæmpelsesmidler, der bruges på befæstede arealer, men udgør ifølge screeningen ikke en risiko, fordi det er let nedbrydeligt.

PCB'er udgør ifølge screeningen en risiko, men datagrundlaget er lavt til middel. Anvendelsen af PCB'er er forbudt, men på grund af brugen i f.eks. byggematerialer kan det stadig findes i afstrømmet regnvand. PCB'er vil ikke forekomme i regnvand fra nye byområder, og koncentrationerne i regnvand vil generelt falde i fremtiden i takt med udskiftning af byggematerialerne.

Phthalater og adipater udgør ifølge risikoscreeningen ikke en risiko, men da stofferne kan mobiliseres ved kolloidtransport og er hormonforstyrrende, anbefales det at foretage yderligere undersøgelser af risikoen. Phthalater og adipater har en bred anvendelse og forventes at blive fundet i regnvand fra alle byområder.

Kulbrinter inkluderer blandt andet BTEX-forbindelser, og screeningen viser, der er en risiko forbundet med enkelte af kulbrinterne heriblandt benzen og xylener. BTEX'er forekommer benzin og forurening vil derfor være forbundet med trafikintensiteten i byområdet.

Halogenerede alifatiske kulbrinter udgør for nogle af stoffernes vedkommende en risiko ifølge screeningen. Chlorerede opløsningsmidler som PCE og TCE udgør en risiko, men det vurderes at forekomsten heraf er meget lokalitetsbestemt, da det typisk er forbundet med spild. Det vurderes, at risikoen ift. chlorerede opløsningsmidler er lille i forhold til risikoen for grundvandsforurening ved de talrige jordforureninger, der eksisterer i Danmark.

Dioxiner og furaner er meget giftige og udgør ifølge risikoscreeningen en risiko for grundvandet. Dioxiner og furaner dannes som biprodukt ved forbrænding af klor- og bromholdige stoffer, og det forventes, at forurening med dioxiner og furaner vil være faldende på grund af krav om rensning af røggas fra industri og forbrændingsanlæg.

Phenoler inkluderer en bred række af stoffer, og risikoscreeningen viser forskellige resultater for de enkelte stoffer. Pentachlorphenol og 2,4-dichlorphenol er begge fundet i grundvandet, og begge stoffer udgør ifølge screeningen en potentiel risiko. Nonylphenol og bisphenol A udgør ifølge screeningen ikke en risiko. Stofferne er imidlertid i fokus på grund af deres hormonforstyrrende egenskaber, og det anbefales at undersøge nærmere, hvorvidt afstrømmet regnvand kan udgøre en væsentlig kilde til forurening af grundvandet.

Ætere udgør ifølge risikoscreeningen en risiko. MTBE har været anvendt i blyfri benzin, men er i dag stort set udfaset, og derfor forventes det ikke, at MTBE vil forekomme i regnvand i koncentrationer, der giver anledning til en risiko for grundvandsressourcen.

Diverse inkluderer blyorganoforbindelser, der er påvist i et ældre studie, hvor blyholdig benzin stadig blev anvendt. Generelt vurderes det, at koncentrationerne af bly og blyholdige forbindelser i dag er meget lavere, og derfor er resultatet af risikoscreeningen ikke repræsentativt.

Pathogener forekommer i koncentrationer, der overskrider drikkevandskriterier, og det vurderes, at pathogener potentielt kan udgøre en risiko ved nedsivning. Mange processer er afgørende for transporten, og blandt andet kan en øget infiltration og flowhastighed forøge transporten.

Som det fremgår, vurderes flere af de observerede stoffer ikke at være relevante ved vurderingen af risici for grundvandsforurening ved nedsivning af regnvand i nye byområder. Det skal dog understreges, at forekomsten af forurenende stoffer i afstrømmet regnvand vil ændre sig med årene i takt med, at der sker regulering af stofanvendelse, introduktion af nye stoffer og påvisning af ikke tidligere undersøgte stoffer. De påviste stoffer må derfor ikke betragtes som et endeligt antal, men derimod som et udtryk for at afstrømmet regnvand kan være påvirket af en kompleks forureningssammensætning, som potentielt kan udgøre en trussel for grundvandsressourcen.

Resultatet af risikoscreeningen skal tages med forbehold, idet lokale forhold kan være meget afgørende for mobilitet og nedbrydning. Dette gælder også stoffer, der umiddelbart er frikendt af screeningen. Ydermere er der en risiko for udvaskning af de ophobede stoffer ved kolloidfaciliteret transport, hvilket er tilfældet for flere af de observerede stoffer, blandt andet glyphosat, DEHP, PAH-forbindelser og tungmetaller.

Hvis regnvandet ikke renses før nedsivning, vil stærkt sorberende stoffer som PAH'er og tungmetaller akkumuleres i de øverste jordlag. Det vil derfor være nødvendigt at vedligeholde nedsivningsanlæggene ved at opgrave jorden med års mellemrum (Mikkelsen et al., 1997; Ingvertsen, 2011; Vollertsen et al., 2012).

Risikovurderingen foretaget i nærværende studie er ikke tilstrækkeligt repræsentativ for en "worst case" situation under danske forhold, og derfor kan det ikke afgøres, om der er en reel risiko for grundvandsforurening. Risikoscreeningen viser dog, at der er en potentiel risiko, og indtil der foreligger mere realistiske risikovurderinger, anbefales det derfor ikke at nedsive regnvand i byområder med særlige drikkevandsinteresser.

6.3 Muligheder for rensning af regnvand

Det store antal forurenende stoffer i afstrømmet regnvand udgør potentielt en risiko for grundvandet, og derfor er mulighederne for rensning af regnvandet vurderet. En effektiv

rensning af afstrømmet regnvand vil muliggøre nedsivning i områder med særlige drikkevandsinteresser.

Der eksisterer flere teknologier til rensning af regnvand, og de inkluderer blandt andet bundfældning, filtrering og adsorption. Opløste stoffer er sværest at fjerne, da de ikke kan bundfældes og filtreres uden tilsætning af kemikalier til udfældning af stofferne. Ved kombination af flere teknologier er der gode potentialer for at fjerne de fleste partikulære og opløste stoffer. Eksempelvis skal renseteknologier ofte kombineres med rensning for partikler, f.eks. et sandfang. Det er sværest at fjerne stoffer, som er meget mobile, og det er netop disse stoffer, der udgør den største trussel for grundvandet.

På nuværende tidspunkt er der i Danmark ikke en velfunderet praksis for rensning af regnvand, men der har i de sidste år været flere undersøgelser af effektiviteten af regnvandsrensning. De fleste teknologier er udviklet til rensning inden udledning til overfladevand, og de fungerer derfor på stor skala. Der er ikke nogen produkter udviklet til privat brug på lille skala. Det vurderes, at der ved optimering af eksisterende og udvikling af ny renseteknologier kan opnås en tilstrækkelig rensning til, at vandet kan nedsives i områder med særlige drikkevandsinteresser.

- På stor skala vurderes det, at der er potentiale i at udvikle kombinationer af de eksisterende teknologier og optimering af adsorptionsmaterialer.
- På lille skala er det muligt at udvikle adsorptionsfiltre, der kan anvendes af private. Der vil dog være store krav til omkostninger, vedligeholdelse og brugervenlighed.

6.4 **Anbefalinger for yderligere undersøgelser**

Risikovurderingen foretaget i nærværende studie er ikke tilstrækkeligt repræsentativ for en "worst case" situation under danske forhold. Derfor kan det ikke afgøres, om der er en reel risiko for grundvandsforurening.

Det anbefales at etablere måleprogrammer, hvilket er omkostningsfuldt, hvis de skal inkludere et repræsentativt udsnit for de forekommende stoffer i afstrømmet regnvand og samtidigt skal afspejle tidsvariation. Det er nødvendigt at identificere repræsentative indikatorstoffer, som monitoreres i måleprogrammerne. Dette er undersøgt af blandt andet Ingvertsen et al. (2011) og Eriksson et al. (2007), og det er vigtigt at udvælge indikatorstofferne, så de repræsenterer risici overfor grundvandet.

Måleprogrammer begrænser ikke forurening, hvorfor det udover en øget monitorering af stoffer i det afstrømmede regnvand også anbefales, at der fremadrettet er øget fokus på kildekontrol ved blandt andet regulering af stoffer i byggematerialer og privates brug af pesticider.

For at opnå fyldestgørende risikovurderinger for forskellige realistiske scenarier i Danmark anbefales følgende undersøgelser:

- Undersøgelser af forskellige geologiske typer f.eks.:
 - Sprækket ler
 - Sand
- Indenfor de forskellige geologiske typer skal der foretages undersøgelser af risici ved nedsivning i tre forskellige typer byområder:
 - Nye byområder med nye materialer, der frigiver forurenende stoffer
 - Byområder med mange metaltage
 - Trafikerede områder
- Forbedring af datagrundlaget for forekomsten af forurenende stoffer i afstrømmet regnvand i Danmark.
 - Undersøgelser af stofsammensætningen med fokus på risikoen for grundvandsforurening, da eksisterende undersøgelser typisk har haft fokus på risici for overfladevand.
 - Målinger af stofkoncentrationer over en længere periode, hvormed data ikke reflekterer tidsvariationer.
- Yderligere risikovurdering af mobilisering af sorberende forurenende stoffer ved nedsivning. Flere af de påviste forurenende stoffer kan mobiliseres ved sprækketransport og kolloid-faciliteret transport, hvormed de kan udgøre en risiko for grundvandet, selvom det ikke er tilfældet ifølge risikoscreeningen.

Grundet de høje omkostninger til kemiske analyser, er det ikke realistisk, at kommuner kan foretage analyser af forureningssammensætningen i afstrømmet regnvand. De geologiske forhold er meget afgørende for stoftransporten, og det anbefales derfor, at kommunerne analyserer de geologiske forhold og sammenligner dette med resultaterne af risikovurderingerne af de nævnte worst-case scenarier.

De eksisterende teknologier til rensning af regnvand er meget lovende, men der er ikke tilstrækkelig viden om deres renseeffektivitet, levetid og behov for vedligeholdelse til, at de på nuværende tidspunkt kan inkluderes i anbefalinger til byudvikling af områder med drikkevandsinteresser. Det anbefales derfor, at der foretages yderligere undersøgelser af renseteknologier, og at der fremover er fokus på udvikling af teknologier til rensning af regnvand, der nedsives. Det er herunder vigtigt at fokusere på at udvikle teknologier der kan etableres på både lille og stor skala.

7 Referencer

1. Abbasi, T., Abbasi, S. A. (2011): Sources of Pollution in Rooftop Rainwater Harvesting Systems and Their Control. *Critical Reviews in Environmental Science and Technology*, 41:23, 2097-2167.
2. Asman, W. A. H, Jørgensen A., Bossi, R., Vejstrup, K. V., Mogensen, B. B., Glasius, M. (2005): Wet deposition of pesticides and nitrophenols at two sites in Denmark: measurements and contributions from regional sources. *Chemosphere*, 59, 1023–1031.
3. Bailey, A. M., Coffey, M. D. (1985): Biodegradation of Metalaxyl in Avocado Soils. *Phytopathology*, 75, 135 - 137.
4. Baun, A., Eriksson, E., Ledin, A., Mikkelsen, P.S. (2006): A methodology for ranking and hazard identification of xenobiotic organic compounds in urban stormwater. *Science of the Total Environment*, 370, 29 - 38.
5. Baun, D. L., Styczen, M., Lønborg, M. J., Holm, J., Clausen, T., Grøn, C., Koch, C. B., Gjettermann, B., Petersen, C., Spliid, N. H. (2007): Kolloid-faciliteret transport af glyphosat og pendimethalin - Kvantificering og modellering. *Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen Nr. 107*.
6. Bay, H., Christensen, P. M., Dali, J., Fog, C., Kildeby, M. R., Mortensen, A. P., Persson, B., Rügge, K., Terkelsen, M., Falkenberg, J. A., Spliid, N. H., Jensen, A. R. (2007): Pesticidtruslen mod grundvandet fra pesticidpunktkilder på oplandsskala. *Miljøstyrelsen, Miljøprojekt nr. 1152*.
7. Becouze, C., Bertrand-Krajewski, J.-L., Dembélé, A., Cren-Olivé, C., Coquery, M. (2009): Preliminary assessment of fluxes of priority pollutants in stormwater discharges in two urban catchments in Lyon, France. Presented at the IWA World Water Congress and Exhibition, Motreal, Canada.
8. BEK nr 807 af 02/12/1986: Bekendtgørelse om begrænsning af motorbenzins indhold af blyforbindelser og benzene. Website: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=48729>. Besøgt den 20/12/12
9. BEK nr 1022 af 25/08/2010: Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet, Website: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=132956>. Besøgt den 10/12/12
10. BEK nr 1024 af 31/10/2011: Bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Website: <https://www.retsinformation.dk/forms/r0710.aspx?id=138647>. Besøgt 10/12/12.
11. BEK nr 702 af 24/06/2011: Bekendtgørelse om bekæmpelsesmidler. Website: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=137751>. Besøgt 10/12/12.

12. Birch, H., Mikkelsen, P. S., Jensen, J. K., Holten Lützhøft, H.-C. (2011): Micropollutants in stormwater runoff and combined sewer overflow in the Copenhagen area, Denmark. *Water Science and Technology*, 64:2, 485-493.
13. Björklund, K., Cousins, A. P., Strömvall, A.-M., Malmqvist, P.-A. (2009): Phthalates and nonylphenols in urban runoff: Occurrence, distribution and area emission factors. *Science of the Total Environment*. 407, 4665–4672.
14. Bressy, A., Gromaire, M.-C., Lorgeoux, C., Chebbo, G. (2011): Alkylphenols in atmospheric depositions and urban runoff. *Water Science and Technology*, 63:4, 671-679.
15. Brüsch, W., Rosenberg, P. (2008): Fund af glyphosat og AMPA i drikkevand fra små vandforsyningsanlæg i Storstrøms Amt. Miljøstyrelsen Miljøprojekt Nr. 1163.
16. Brüsch, W., Vilholth, K. G. (2011): Punktkilders påvirkning af grundvandsressourcens kvalitet. Miljøstyrelsen Miljøprojekt Nr. 1395.
17. Bucheli, T. D., Müller, S. R., Heberle, S., Schwarzenbach, R. P. (1998): Occurrence and Behavior of Pesticides in Rainwater, Roof Runoff, and Artificial Stormwater Infiltration. *Environmental Science and Technology*, 32, 3457 - 3464.
18. Buerge, I. J., Poiger, T., Müller, M. D., Buser, H.-R. (2006): Influence of pH on the Stereoselective Degradation of the Fungicides Epoxiconazole and Cyproconazole in Soils. *Environmental Science of Technology*, 40:17, 5443 - 5450.
19. Burkhardt, M., Zuleeg, S., Vonbank, R., Bester, K., Carmeliet, J., Boller, M., Wangler, T. (2012): Leaching of Biocides from Façades under Natural Weather Conditions. *Environmental Science and Technology*, 46, 5497–5503.
20. Clara, M., Windhofer, G., Hartl, W., Braun, K., Simon, M., Gans, O., Scheffknecht, C., Chovanec, A. (2010): Occurrence of phthalates in surface runoff, untreated and treated wastewater and fate during wastewater treatment. *Chemosphere*, 78, 1078–1084.
21. De Jonge, H., De Jonge, L. W., Blicher, B. W., Moldrup P. (2002): Transport of Di(2-ethylhexyl)phthalate (DEHP) Applied with Sewage Sludge to Undisturbed and Repacked Soil Columns. *Journal of Environmental Quality*. 31, 1963-1971.
22. DMI (2012): Normaler for Danmark. Website: <http://www.dmi.dk/dmi/index/danmark/klimanormaler.htm>. Besøgt 10/12/12.
23. Durin, B., Béchet, B., Legret, M., Le Cloirec, P. (2007): Role of colloids in heavy metal transfer through a retention – infiltration basin. *Conference Proceedings Novatech 2007*.
24. EPI SUITE (2012): Exposure Assessment Tools and Models, EPI SUITE TM v4.10. Download tilgængelig via website: <http://www.epa.gov/opptintr/exposure/pubs/episuitedl.htm>. Besøgt 10/12/12.
25. Eriksson, E., Mikkelsen, P. S., Ledin, A. (2005): Heavy Metals and Xenobiotic Organic Compound in Stormwater Runoff. *Miljø og Ressourcer*, DTU, Danmarks Tekniske Universitet, Kgs. Lyngby. Ikke udgivet.

26. Eriksson, E., Baun, A., Scholes, L., Ledin, A., Ahlman, S., Revitt, M., Noutsopoulos, C., Mikelsen, P. S. (2007): Selected stormwater priority pollutants — a European perspective. *Science of the Total Environment*, 383, 41 – 51.
27. EU-98/8/EC (1998): Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF af 16. februar 1998 om markedsføring af biocidholdige produkter.
28. European Chemicals Bureau (2000): IUCLID Dataset, European Commission. Website: http://esis.jrc.ec.europa.eu/doc/IUCLID/data_sheets/26225796.pdf. Besøgt 10/12/12.
29. EU's nitratdirektiv (2010): Factsheet om EU's nitratdirektiv. Website: <http://ec.europa.eu/environment/pubs/pdf/factsheets/nitrates/da.pdf>. Besøgt 20/12/12.
30. Gabriel, S., Vollertsen, J. (2012): Mulighedskort for nedsivning af separatkloakeret regnvand. Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S.
31. GEUS (2010): Kortlægning af grundvandsmagasinerne. Website: http://www.geus.dk/viden_om/gv03-dk.html. Besøgt 10/12/12.
32. GEUS (2012): Om den nationale grundvandskortlægning. Website: <http://gk.geus.info/grundvandskortlaegning/gebyr/index.html>. Besøgt 21/12/12.
33. Grant, S., Mortimer, M., Stevenson, G., Malcolm, D., Gaus, C. (2011): Facilitated Transport of Dioxins in Soil Following Unintentional Release of Pesticide-Surfactant Formulations. *Environmental Science of Technology*, 45:2, 406 - 411.
34. Hallig, F., Jensen, M. B. (2011): Dobbeltporøs Filtrering industrimodul. Naturstyrelsen.
35. Harrekilde, D., Korneliusen, P., Nielsen, J. (2003): Risikovurdering af MTBE-forurening i forhold til grundvandet, Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 787.
36. He, W. (2002): Atmospheric Corrosion and Runoff Processes on Copper and Zinc as Roofing Materials. Doctoral Thesis; Royal Institute of Technology.
37. Heudorf, U., Mersch-Sundermann, V., Angerer, J. (2007): Phthalates: toxicology and exposure. *International Journal of Hygienic Environmental Health*, 210, 623 – 634.
38. HSDB (2012): Hazardous Substances Data Bank, United States National Library of Medicine. Website: <http://toxnet.nlm.nih.gov/cgi-bin/sis/htmlgen?HSDB>. Besøgt 10/12/12.
39. Hydrotech (2012): Information om Hydrotech-produkter. Website: <http://www.hydrotech.se/>. Besøgt 10/12/12.
40. Ingvertsen, S. T. (2011): Sustainable urban stormwater management - The challenges of controlling water quality. Ph.D. thesis. Department of Agriculture and Ecology, University of Copenhagen.
41. Ingvertsen, S. T., Jensen, M. B., Magid, J. (2011): A Minimum Data Set of Water Quality Parameters to Assess and Compare Treatment Efficiency of Stormwater Treatment Facilities. *Journal of Environmental Quality*, 40, 1488 – 1502.
42. Jensen, A. A. (2003): Kortlægning af dioxinforurening samt kilder til dioxinforurening i Østersøen. Miljøstyrelsen Miljøprojekt Nr. 796.

43. Jobling, S., Sheahan, D., Osborne, J.A., Matthiessen, P., Sumpter, J.P. (1996): Inhibition of testicular growth in rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*) exposed to estrogenic alkylphenolic chemicals. *Environmental Toxicological Chemistry*, 15, 194 – 202.
44. John, D. E., Rose, J. B. (2005): Critical Review in Environmental Science and Technology, Review of Factors Affecting Microbial Survival in Groundwater. *Environmental Science and Technology*, 39:19, 7345 – 7356.
45. Juhler, R. K., Jacobsen, O. S., Larsen, C. L., Nilsson, B., van der Keur, P. (2004): Afklaringsprojekt om nedsivning af husspildevand. Dansk Vand- og Spildevandsforenings forsknings- og udredningsprojekt nr. 1. DANVA.
46. Kjeldsen, P., Christensen, T. H. (1996): Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand, Bind 1 og 2. Projekt om Jord og Grundvand fra Miljøstyrelsen. Miljø- og Energiministeriet.
47. Kjølholt, J., Poll, C., Jensen, F. K. (1997): Miljøfremmede stoffer i overfladeafstrømning fra befæstede arealer – Litteraturgennemgang og konkrete undersøgelser. Miljø- og Energiministeriet, Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 355.
48. Knudsen, S., Andersen, J. N., Broholm, M. (2001): Naturlig nedbrydning af PAH'er i jord og grundvand. Miljøstyrelsen, Miljøprojekt Nr. 582.
49. Kristiansen, S. M. Christensen, F. D., Hansen, B. (2009): Vurdering af danske grundvandsmagasiners sårbarhed overfor vejsalt. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, Ministeriet for Klima og Energi.
50. Lassen, C., Skårup, S., Mikkelsen, S. H., Kjølholt, J., Nielsen, P. J., Samsøe-Petersen, L. (2001): Inventory of Biocides used in Denmark. Miljøstyrelsen Miljøprojekt Nr. 585.
51. Lawrence, S. J. (2006): Description, Properties, and Degradation of Selected Volatile Organic Compounds Detected in Ground Water — A Review of Selected Literature. USGS.
52. LBK nr 932 af 24/09/2009: Bekendtgørelse af lov om miljømål m.v. for vandforekomster og internationale beskyttelsesområder (Miljømålsloven). Website: <https://www.retsinformation.dk/Forms/R0710.aspx?id=127102>. Besøgt 21/12/12.
53. Ledin, A., Auffarth, K. P. S., Boe-Hansen, R., Eriksson, E., Albrechtsen, H.-J., Baun, A., Mikkelsen, P. S. (2004): Brug af regnvand opsamlet fra tage og befæstede arealer. Miljøstyrelsen, Økologisk byfornyelse og spildevandsrensning Nr. 48.
54. Makepeace, D. K., Smith, D. W., Stanley, S. J. (1995): Urban stormwater quality: summary of contaminant data. *Critical reviews in Environmental Science and Technology*, 25:2, 93 - 139.
55. Marucchini, C., Leita, L., Cantone, P., Danuso, F., Giovanardi, R. (2002): Behaviour of two sunflower herbicides (metobromuron, acetonifin) in soil. *European Journal of agronomy*, 16:3, 231.
56. Mikkelsen, P. S., Häfliger, M., Ochs, M., Jacobsen, P., Tjell, J. C., Boller, M. (1997): Pollution of soil and groundwater from infiltration of highly contaminated stormwater - A case study. *Water Science and Technology*, 36:8-9, 325 - 330.

57. Miljøgis (2012): Shapefiler til ArcGIS. Website:
http://miljoegis.mim.dk/cbkort?profile=miljoegis_vandrammedirektiv2011. Besøgt 10/12/12.
58. Miljøministeriet (2010): Vurdering af stoffer i forhold til farlighed i grundvandet. By- og Landskabsstyrelsen, Miljøministeriet.
59. Miljøstyrelsen (2006): Målinger af forureningsindhold i regnbetingede udledninger. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 10.
60. Miljøstyrelsen (2012): Søgning af Godkendte bekæmpelsesmidler. Website:
http://www.mst.dk/Virksomhed_og_myndighed/Bekaempelsesmidler/Find+godkendt+bek%C3%A6mpelsesmiddel/GodkebtBekaemp.htm. Besøgt 10/12/12.
61. OECD SIDS (1994): 3-Methyl-4-nitrophenol, Cas No: 2581-34-2. SIDS Initial Assessment Report for SIAM2. UNEP Publications. Paris, France.
62. OECD SIDS (2000): P-Tert-Butyl Phenol. SIDS Initial Assessment Report for 10th SIAM, UNEP Publications, Japan.
63. Pandey, R. N., Agnihotri (1995): Pyroquilon Degradation in Soils as Influenced by Temperature and Water Content. Journal of the Indian Society of Soil Science, 43:4, 568 - 572.
64. Pang, L. (2009): Microbial Removal Rates in Subsurface Media Estimated From Published Studies of Field Experiments and Large Intact Soil Cores. Journal of Environmental Quality, 38, 1531 – 1559.
65. Pedersen, B. M. (2010): Tilførsel af lokalt rensset regnvand til ferskvandsområder. By- og Landsskabstyrelsen, Miljøministeriet.
66. Pesticiddatabasen (2012): Pesticiddatabasen, Website:
<http://jordforurening.info/pesticiddata/pesticidoplysninger.php>. Besøgt 10/12/12.
67. Pesticiddatabasen, Orbicon(2012): Opdatering til Pesticiddatabasen (Pesticiddatabasen, 2012) formidlet af Orbicon og citeret uden ansvar.
68. Polkowska, Z., Górecki, T., Namiéśnik, J. (2002): Quality of roof runoff waters from an urban region (Gdąnsk, Poland). Chemosphere, 49, 1275–1283.
69. Polkowska, Z., Tobiszewski, M., Górecki T., Namieśnik, J. (2009): Pesticides in rain and roof runoff waters from an urban region. Urban Water Journal, 6:6, 441-448.
70. Pothuluri, J.U., Freeman, J.P., Evans, F.E., Cerniglia, C.E. (1990): Fungal transformation of fluoranthene. Applied Environmental Microbiology, 56, 2974-2983.
71. Samvirke (2008): Byen slår rødder. Website:
<http://pdf.samvirke.dk/2008/12/01/SAM20081201X110030.pdf>. Besøgt 04/01/13.
72. SANCO (2003): ISOPROTURON Background Document C to Review Report. Website:
http://www.bvl.bund.de/SharedDocs/Downloads/04_Pflanzenschutzmittel/02_eu_berichte/Isoproturon-BDC.pdf?__blob=publicationFile&v=2. Besøgt 10/12/12.

73. Scheyer, A., Morville, S., Mirabel, P., Millet, M. (2007): Pesticides analysed in rainwater in Alsace region (Eastern France): Comparison between urban and rural sites. *Atmospheric Environment*, 41, 7241–7252.
74. Schjørring, J. K. (2005): Hvad betyder tungmetaller for jordkvaliteten?, *Plantekongres 2005*, 28.2 Special-sessioner.
75. Scholes, L., Revitt, M., Ellis, J. B. (2008a): A systematic approach for the comparative assessment of stormwater pollutant removal potentials. *Journal of Environmental Management*, 88:3, 467 - 478.
76. Scholes, L., Revitt, M., Gasperi, J., Donner, E. (2008b): Priority pollutant behaviour in stormwater Best Management Practices (BMPs). Deliverable No. D5.1. Source Control Option for Reducing Emission of Priority Pollutants (ScorePP).
77. Shibata, A., Katayama, A. (2007): Anaerobic Biodegradation of 4-Alkylphenols by Microorganisms from a Paddy Soil. *Proceedings of International Symposium on EcoTopia Science 2007*.
78. Silkeborg Kommune (2009): Task E, 5th delivery: Final report (English) on the environmental and technical performance of the treatment unit processes. Life-treasure, LIFE06ENV/DK/000229. Website: www.life-treasure.com. Besøgt 10/12/12.
79. Sinkkonen, S., Paasivirta, J. (2000): Degradation half-life times of PCDDs, PCDFs and PCBs for environmental fate modeling. *Chemosphere*, 40, 943-949.
80. Stachel, B., Holthuis, J.-U., Schulz, W., Seitz, W., Weber, W. H., Tegge, K.-T., Dobner, I. (2010): Treatment Techniques and Analysis of Stormwater Runn-off from Roads in Hamburg, Germany. Chapter 24, *Xenobiotics in the Urban Water Cycle - Mass Flows, Environmental Processes, Mitigation and Treatment Strategies*. Ed. Fatta-Kassinos, D., Bester, K., Kümmerer, K., Springer.
81. Sultan 50 SC (2012): Safety Data Sheet – Sultan 50 sc. Website: <http://www.mauk.co.uk/pdfs/Sultan%2050SC.pdf>. Besøgt 10/12/12.
82. Suzuki, S., Otani, T. (2004): Effect of long-term successive applications of organic fertilizers on dissipation of several pesticides in two soils. *Journal of Pesticide Science*, 29, 33-39.
83. Suzuki, T., Kondo, H., Yaguchi, K., Maki, T., Suga, T. (1998): Estimation of Leachability and Persistence of Pesticides at Golf Courses from Point-Source Monitoring and Model To Predict Pesticide Leaching to Groundwater. *Environmental Science and technology*, 32, 920 - 929.
84. Syngenta (2012): Safety Data Sheet on Boxer 80 EC. Website: [http://www.syngenta.com/country/za/SiteCollectionDocuments/Safety%20Data%20Sheet%20\(SDS\)/Boxer%2080%20EC.pdf](http://www.syngenta.com/country/za/SiteCollectionDocuments/Safety%20Data%20Sheet%20(SDS)/Boxer%2080%20EC.pdf). Besøgt 10/12/12.
85. Teknologisk Institut (2012): Lokal afledning af regnvand - LAR. Website: <http://www.teknologisk.dk/lokal-afledning-af-regnvand-lar/28273>. Besøgt 10/12/12.

-
86. Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüschi, W., Møller, R. R., Mielby, S., Højbjerg, A. L. (2011): Grundvandsovervågning 2011, Grundvand Status og udvikling 1989 - 2010. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland. Klima-, Energi-, og Bygningsministeriet.
 87. Tsakovski, S., Tobiszewski, M., Simeonov, V., Polkowska, Z., Namiésnik, J. (2010): Chemical composition of water from roofs in Gdansk, Poland. *Environmental Pollution*, 158, 84–91.
 88. US EPA (1999): Understanding Variation in Partition Coefficient, *K_d*, Values. Website: <http://www.epa.gov/rpdweb00/cleanup/402-r-99-004.html>. Besøgt 10/12/12.
 89. US EPA (2012): Technical Factsheet on: Alachlor. Website: <http://www.epa.gov/ogwdw/pdfs/factsheets/soc/tech/alachlor.pdf>. Besøgt 10/12/12.
 90. Vezzaro, L., Eriksson, E., Mikkelsen, P. S. (2009): Vurdering af renseeffekt for metoder til lokal rensning og afledning af regnevand. Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Vand og Miljøteknologi, Kgs. Lyngby.
 91. Vollertsen, J., Hvitved-Jacobsen, T., Nielsen, A. H., Faldager, I., Arnbjerg-Nielsen, K. (2012): Risiko ved nedsivning og udledning af separatkloakeret regnvand. Aalborg Universitet, Danmarks Tekniske Universitet, Teknologisk institut & Orbicon A/S.
 92. Walker, A., Jurado-Exposito, M., Bending, G.D., Smith, V.J.R. (2001): Spatial variability in the degradation rate of isoproturon in soil. *Environmental Pollution*, 111, 417-427.
 93. Wittmer, I. K., Scheidegger, R., Bader, H.-P., Singer, H., Stamm, C. (2011): Loss rates of urban biocides can exceed those of agricultural pesticides. *Science of the Total Environment*, 409, 920–932.
 94. Wium-Andersen, T., Nielsen, A. H., Hvidtved-Jakobsen, T., Vollertsen, J. (2010): Heavy metals, PAHs and toxicity in stormwater wet detention ponds. Conference proceedings, NOVATECH 2010.
 95. Ying, G.-G., Kookana, R. S., Dillon, P. (2003): Sorption and degradation of selected five endocrine disrupting chemicals in aquifer material. *Water Research*, 37, 3785–3791.
 96. Zgheib, S., Moilleron, R., Saad, M., Chebbo, G. (2011): Partition of pollution between dissolved and particulate phases: What about emerging substances in urban stormwater catchments?. *Water Research*, 45, 913-925.

Bilag

Bilag 1

MILJØFREMMEDE STOFFER OBSERVERET I DANMARKS GRUNDVAND

1 Miljøfremmede stoffer observeret i Danmarks grundvand

Der er i Danmark stor fokus på at beskytte grundvandsressourcen mod forurening. Regnvand, der nedsives, indeholder en række forurenende stoffer, og det er relevant at se på, hvilke miljøfremmede stoffer som allerede i dag observeres i grundvandet.

Det danske program for grundvandsovervågning, GRUMO, er en del af det nationale overvågningsprogram, NOVANA. Overvågningen af grundvandet belyser den samfunds-mæssige påvirkning af grundvandets kvantitet og kvalitet. Programmet monitorer blandt andet organiske miljøfremmede stoffer, og denne gruppe er opdelt i pesticider og organiske mikroforureninger (Thorling et al., 2011). Overvågningsprogrammet inkluderer både GRUMO-boringer og aktive indvindingsboringer.

1.1 Pesticidfund i grundvandet

Det danske program for grundvandsovervågning har meget fokus på pesticidfund i grundvandet. I perioden 1990 – 2010 er der foretaget 14.909 analyser af pesticider og metabolitter i 1.562 prøveindtag i GRUMO-boringer og i aktive indvindingsboringer er der i perioden 1992 – 2010 foretaget 26.771 analyser (Thorling et al., 2011). Iblandt de overvågede aktivstoffer er det kun glyphosat, som er godkendt. Glyphosat er verdens mest anvendte pesticid, og det anvendes både i landbrug og bebyggede områder. Bentazon, dichlorprop og mechlorprop har anvendelsesrestriktioner på grund af risikoen for grundvandsforurening. De resterende aktivstoffer er forbudt (Thorling et al., 2011). Pesticider og nedbrydningsstoffer inkluderet i grundvandsovervågningsprogrammet er præsenteret i tabel 1.

I perioden 1990 – 2010 er der i GRUMO-boringerne mindst en gang fundet pesticider i cirka halvdelen af 1.562 analyserede prøveindtag og i 20% af indtagene var kvalitetskravene overskredet (Thorling et al. 2011). I indvindingsboringerne er der i perioden 1992 – 2010 fundet pesticider i 26,3 % af boringerne, og 5,7 % overskred af boringerne overskred kvalitetskravene.

I GRUMO-boringerne blev der i 2010 fundet pesticider i 44% af de analyserede prøveindtag. Glyphosat blev fundet i 1,6% af analyserne og dets nedbrydningsprodukt AMPA blev fundet i 0,4 %. Regulerede stoffer blev fundet i 7,3% af analyserne, og i 32 % af analyserne blev forbudte stoffer observeret (Thorling et al., 2011).

Tabel 1 Pesticider og nedbrydningsprodukter inkluderet i det danske program for grundvandsovervågning (Thorling et al., 2011).

| Godkendte pesticider og metabolitter | Regulerede pesticider og metabolitter | Forbudte pesticider og metabolitter |
|---|---|---|
| AMPA (Ami-nomethylphosphorsyre)* Glyphosat | Bentazon 4-CPP* 2,6 DCPP* Dichlorprop Mechlorprop MCPA | Atrazin Desamino-diketo-metribuzin* Deethylatrazin* DEIA (Deethyldeisopropyl atrazin*) Deisopropyl atrazine* Dichlobenil BAM (2,6-Dichlorbenzamid)* 2,6-Dichlorbenzozyre* Diketo-metribuzin* Hexazinon Metribuzin 4-nitrophenol* Simazin TCA (Trichloreddikesyre) Hydroxysimaxin Diuron Hydroxyatrazin Ethylenthurea |

1.1.1.1 Fund af organiske mikroforureninger i grundvandet

Grundvandsmoniteringsprogrammet inkluderer analyser af en lang række organiske mikroforureninger, og deriblandt udvælges et antal stoffer til overvågning i perioder på seks år. I perioden 1998 – 2010 er der i GRUMO-boringer foretaget analyser af organiske mikroforureninger i ca. 500 prøveindtag per år (25 – 810 prøveindtag per år), og i 2010 blev 231 indtag prøvetaget (Thorling et al., 2011). En mikroforurening er rapporteret i grundvandsovervågningen, hvis den er observeret i koncentrationer større end tre gange detektionsgrænsen (Thorling et al., 2011).

Der er observeret organiske mikroforureninger i 191 ud af 1029 analyserede prøveindtag i perioden 1998 – 2010, og i 2010 blev der observeret forureninger i 19% af indtagene.

I de aktive indvindingsboringer, er der i perioden 2008 – 2010 foretaget analyser af 138 forskellige stoffer, og der blev fundet 56 stoffer. Der er ikke foretaget de samme analyser i alle boringer, hvorfor datagrundlaget varierer. Der er således stoffer, der kun er fundet en enkelt gang, hvorimod TCE er fundet 464 gange (Thorling et al., 2011).

De detekterede mikroforureninger er fundet hyppigst i bebyggede områder, og de inkluderer stofgrupperne og stofferne præsenteret i tabel 2 (Thorling et al. 2011).

Tabel 2 Mikroforureninger observeret i grundvandsmonitoringsprogrammet (Thorling et al., 2011).

| Hormonforstyrrende stoffer | Detergenter | Indhold i olieprodukter | Chlorerede opløsningsmidler | Chlorphenoler |
|--|-------------------------------------|---|--|---|
| DEHP (Di(2-ethylhexyl)phthalat) DNP (Di-isononyl-phthalat) Nonylphenoler | LAS (Lineære Alkylbenzensulfonater) | Naftalen Benzen Toluen Xylen O-xylen M+P-xylen Phenol MTBE Fluoranthren Kulbrinter C10-C25 | PCE (Tetrachlorethylen) TCE (Trichlorethylen) 1,1,1-trichlorethan Vinylchlorid 1,2-DCE (dichlorethylen) 1,1-DCA (dichlor-ethan) 1,2-DCA AOX Chloroform | 2,4-dichlorphenol Pentachlorphenol 4-chlor-2-methylphenol |

Bilag 2

Områder med drikkevandsinteresser

2

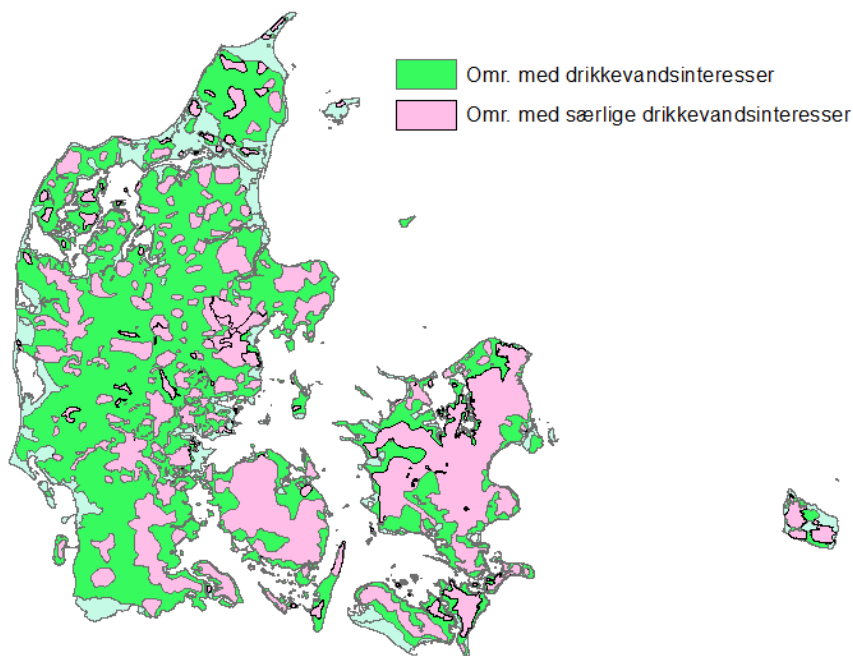
Grundvandets recipientfølsomhed

Grundvandet udgør Danmarks drikkevandsforsyning, og for at sikre den fremtidige drikkevandsforsyning er der udpeget strategiske indvindingsområder, hvor grundvandsressourcen særligt beskyttes mod forurening og overudnyttelse.

Derfor er de danske landområder inddelt i kategorier efter vigtigheden for forsyningen af drikkevand:

1. Områder med Særlige Drikkevandsinteresser (OSD) er udpeget som følge af miljømålsloven (LBK nr 932 af 24/09/2009). Grundvandet i disse områder har stor betydning for fremtidens drikkevandsforsyning. Naturstyrelsen foretager en detaljeret kortlægning af områderne. Kommunerne udarbejder på baggrund heraf indsatsplaner for beskyttelse af drikkevandsressourcen (GEUS, 2012).
2. Områder med Drikkevandsinteresser (OD) er udpeget som følge af miljømålsloven (LBK nr 932 af 24/09/2009). Områderne har grundvand med god kvalitet, som derfor er vigtige for drikkevandsforsyningen.

Cirka 35 % af Danmark er udpeget som OSD-område. Beskyttelsen af områder med særlige drikkevandsinteresser kan medføre at der er en begrænsning af arealudnyttelsen i området, hvilket kan være en forhindring for byudvikling (GEUS, 2010).



Figur 1 OD og OSD i Danmark, (Miljøgis, 2012).

Bilag 3

OBSERVEREDE STOFKONCENTRATIONER I LITTERATUREN

| Metaller, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|----------------------|-------|--------------|---|-------------------------------------|-------|-------|-------------|------------------------|-----------------|------|-------|-------------------------|-----------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Ørestaden, Vollertsen et al. (2012) | | | | Eriksson et al. (2005) | | | | Tsakovski et al. (2010) | | | |
| | | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal prøver | Antal lokaliter | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliter | Min | Maks |
| Aluminium (Al) | 6,4 | 71300 | Middel | | 12 | 8,4 | 130 | 60 | 24 | 2 | 6,4 | 71300 | | | | |
| Aluminim (Al) filtreret | 5,7 | 20 | Lav | | 12 | 5,7 | 20 | 21 | | | | | | | | |
| Arsen (As) | 5 | 19 | Høj | 1.1.1, 1.1.15, 1.2.1, 1.2.2, 2.1, 2.2 | | | | | 14* | 14 | 5 | 19 | | | | |
| Beryllium (Be) | 4 | 52 | Lav | | | | | | 10* | 8 | 4 | 52 | | | | |
| Bly (Pb) | 0,05 | 2764 | Lav | 1.1.3, 1.1.14, 1.1.16, 1.1.17, 1.1.22, 1.1.23, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2 | 12 | 0,05 | 0,57 | 0,68 | 230* | 2 | 1,1 | 2764 | | | | |
| Cadmium (Cd) | 0,015 | 32 | Høj | 1.1.1, 1.1.14, 1.1.17, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 0,015 | 0,045 | 0,03 | 49* | 10 | 0,04 | 32 | | | | |
| Jern (Fe) | 188 | 2424 | Lav | | | | | | 9* | 9 | 188 | 2424 | | | | |
| Kalium (K) | 800 | 13700 | Lav | | | | | | 3* | 3 | 800 | 13700 | | | | |
| Kobber (Cu) | 1,1 | 4500 | Høj | 1.1.3, 1.1.5, 1.1.12, 1.1.15, 1.1.16, 1.1.17, 1.1.22, 1.1.24, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 1,6 | 100 | 19 | 182* | 143 | 1,1 | 4500 | | | | |
| Krom (Cr) VI/III | 0,25 | 510 | Lav | 1.1.3, 1.1.15, 1.1.6, 1.1.17, 1.1.20, 1.1.24, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 0,25 | 3,1 | 0,92 | 8* | 3 | 1,4 | 510 | | | | |
| Magnesium (Mg) | ND | 10700 | Lav | | | | | | 3* | 3 | ND | 10700 | | | | |
| Natrium (Na) | 460 | 12900 | Lav | | | | | | 3* | 3 | 460 | 12900 | | | | |
| Nikkel (Ni) | 0,23 | 70 | Lav | 1.1.3, 1.1.16, 1.1.7, 1.1.23, 1.1.24, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 12 | 0,23 | 2,6 | 1,7 | 10 | 1 | 2,6 | 70 | | | | |
| Zink (Zn) | <0.5 | 49942 | Høj | 1.1.3, 1.1.5, 1.1.14, 1.1.16, 1.1.22, 1.1.24, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 3,9 | 700 | 633 | 237* | 150 | 0,5 | 49942 | 30 | 3 | 8 | 529 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

| Metaller, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|----------------------|--------|--------------|---|---|------|------|-------------|------------------------|-------------------|-------|--------|--------------------------------|------|-------|----------------------|-----|------|-----------------------|------|------|--------------------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Stormwater BMP database, Vollertsen et al. (2012) | | | | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | Zgheib et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Miljøstyrelsen (2006), Sulsted | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Sølv (Ag) | 0,15 | 82 | Høj | | | | | | 49* | 17 | 0,15 | 82 | | | | | | | | | | | | |
| Aluminium (Al) | 4,6 | 52143 | Høj | | | | | | 173* | 30 | 4,6 | 52143 | | | | | | | | | | | | |
| Aluminium (Al) opløst | 12 | 571 | Lav | | 24 | 12 | 571 | 249 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Arsen (As) | 0 | 340 | Høj | 1.1.1, 1.1.15, 1.2.1, 1.2.2, 2.1, 2.2 | | | | | 246* | 30 | 0 | 340 | | | | | | | 7 | 1 | 12 | 9 | <DL | 1,9 |
| Arsen (As) opløst | 0,05 | 14 | Høj | | 149 | 0,05 | 14 | 4,4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bor (B) | 39 | 70 | Lav | | | | | | 3* | 3 | 39 | 70 | | | | | | | | | | | | |
| Barium (Ba) | 31 | 120 | Høj | | | | | | 10* | 10 | 31 | 120 | | | | | | | | | | | | |
| Barium (Ba) opløst | 20 | 250 | Lav | | 20 | 20 | 250 | 214 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Beryllium (Be) | <0,2 | 49 | Middel | | | | | | 42* | 7 | <0,2 | 49 | | | | | | | | | | | | |
| Beryllium (Be) opløst | 1 | 12,5 | Lav | | 20 | 1 | 12,5 | 18 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bismuth (Bi) | <0,07 | 0,1 | Lav | | | | | | 2* | 2 | <0,07 | 0,1 | | | | | | | | | | | | |
| Calcium (Ca) | 131 | 480000 | Høj | | | | | | 92* | 42 | 131 | 480000 | | | | | | | | | | | | |
| Cadmium (Cd) | 0,03 | 2000 | Høj | 1.1.1, 1.1.14, 1.1.17, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 848 | 0,03 | 37 | 3,8 | 1165* | 175 | <0,05 | 2000 | 6 | 0,11 | 0,63 | | | | 7 | 0,16 | 1,3 | 9 | <DL | 0,2 |
| Cadmium (Cd) opløst | 0,04 | 6,35 | Høj | | 289 | 0,04 | 6,35 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Cadmium (Cd) suspenderet | 0,23 | 8,9 | Lav | | 10 | 0,23 | 8,9 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kobolt (Co) | 0,086 | 6,7 | Høj | 1.1.16 | | | | | 57* | 15 | 0,086 | 6,7 | | | | | | | | | | | | |
| Krom (Cr) VI/III | <0,05 | 4200 | Høj | 1.1.3, .1.1.15, 1.1.6, 1.1.17, | 355 | 0,2 | 242 | 20 | 993* | 138 | <0,05 | 4200 | 3 | 0,41 | 41,2 | 6 | 10 | 45 | 7 | 8,6 | 21 | 9 | <DL | 4,6 |
| | | | | 1.1.20, 1.1.24, | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Krom (Cr) opløst | 0,07 | 22,5 | Høj | | 194 | 0,07 | 22,5 | 6,6 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Krom (Cr) suspenderet | 11,2 | 138 | Lav | | 12 | 11,2 | 138 | 75 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kobber (Cu) | <0,5 | 6800 | Høj | | 965 | 0,5 | 460 | 41 | 1979* | 110 | <0,5 | 6800 | 6 | 22 | 154,6 | 6 | 50 | 220 | 7 | 91 | 760 | 9 | <DL | 11 |
| Kobber (Cu) opløst | 0,2 | 3540 | Høj | | 351 | 0,2 | 3540 | 58 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Kobber (Cu) suspenderet | 14 | 103 | Lav | | 8 | 14 | 103 | 96 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Jern (Fe) | 0,5 | 81290 | Høj | | | | | | 612* | 57 | 0,5 | 81290 | | | | | | | | | | | | |
| Kviksøvl (Hg) | 0,026 | 24 | Høj | 1.1.1, 2.1 | | | | | 427* | 48 | 0,026 | 24 | | | | | | | 7 | <0,1 | 0,41 | 9 | <DL | <DL |
| Kalium (K) | 100 | 7200 | Høj | | | | | | 22* | 11 | 100 | 7200 | | | | | | | | | | | | |
| Magnesium (Mg) | 56 | 39600 | Høj | | | | | | 31* | 18 | 56 | 39600 | | | | | | | | | | | | |
| Mangan (Mn) | 0,5 | 2924 | Høj | 1.1.3, 1.1.24 | | | | | 278* | 23 | 0,5 | 2924 | | | | | | | | | | | | |

| Metaller, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|----------------------|------------|--------------|---|---|-------|------|-------------|------------------------|-------------------|-------|---------|--------------------------------|------|------|----------------------|-----|------|-----------------------|-----|------|--------------------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Stormwater BMP database, Vollertsen et al. (2012) | | | | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | Zgheib et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Miljøstyrelsen (2006), Sulsted | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Molybdæn (Mo) | 1 | 20 | Lav | 1.1.16 | | | | | 9* | 9 | 1 | 20 | | | | | | | | | | | | |
| Natrium (Na) | 1700 | 67.000.000 | Høj | | | | | | 172* | 19 | 1700 | 6,7E+07 | | | | | | | | | | | | |
| Nikkel (Ni) | <0,02 | 580 | Høj | 1.1.3,1.1.5,1.1.12, 1.1.15, 1.1.16, 1.1.17, | 316 | 0,2 | 55 | 19 | 1016* | 128 | <0,02 | 580 | 6 | 0,93 | 40,5 | | | | 7 | 4,2 | 18 | 9 | <DL | 4,5 |
| | | | | 1.1.22, 1.1.23,1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| | | | | 1.3.2, 2.1, 2.2,3.1.3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nikkel (Ni) opløst | 0,2 | 27 | Høj | | 147 | 0,2 | 27 | 9 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bly (Pb) | <0,5 | 6400 | Høj | 1.1.3, 1.1.16, 1.1.7, 1.1.23,1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1,1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2 | 1006 | 0,025 | 1200 | 54 | 2251* | 233 | <0,5 | 6400 | 6 | 9,8 | 72,4 | 6 | 25 | 129 | 7 | 13 | 99 | 9 | 3,8 | 12 |
| Bly (Pb) opløst | 0,025 | 38 | Høj | | 319 | 0,025 | 38 | 6,7 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bly (Pb) suspenderet | 15 | 120 | Lav | | 10 | 15 | 120 | 74 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Antimon (Sb) | <2 | 23 | Høj | 1.1.3 | | | | | 54* | 22 | <2 | 23 | | | | | | | 7 | 10 | 29 | | | |
| Antimon (Sb) opløst | 2,5 | 3,5 | Lav | | 20 | 2,5 | 3,5 | 3,4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Selen (Se) | 0,12 | 77 | Høj | | | | | | 95* | 27 | 0,12 | 77 | | | | | | | | | | | | |
| Sillicium (Si) | <233 | 5100 | Lav | | | | | | 3* | 3 | <233 | 5100 | | | | | | | | | | | | |
| Strontium (Sr) | 70 | 230 | Lav | | | | | | 4* | 4 | 70 | 230 | | | | | | | | | | | | |
| Thorium (Th) | 0,4 | 0,9 | Lav | | | | | | 2* | 2 | 0,4 | 0,9 | | | | | | | | | | | | |
| Thallium (Tl) | <1 | 14 | Høj | 2.1 | | | | | 41* | 13 | <1 | 14 | | | | | | | | | | | | |
| Urainium (U) | 0,2 | 0,4 | Lav | | | | | | 2* | 2 | 0,2 | 0,4 | | | | | | | | | | | | |
| Vanadium (V) | 1 | 29 | Høj | 1.2.1, 1.2.2, 2.1, 2.2 | | | | | 49* | 12 | 1 | 29 | | | | | | | | | | | | |
| Tungsten (W) | 0,9 | 1,7 | Lav | | | | | | 2* | 2 | 0,9 | 1,7 | | | | | | | | | | | | |
| Zink (Zn) | <1 | 25500 | Høj | 1.1.3, 1.1.5, 1.1.14, 1.1.16, 1.1.22, 1.1.24, 1.2.1, 1.2.2, 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 1205 | 1 | 3500 | 284 | 2059* | 220 | <1 | 25500 | 3 | 244 | 180 | 6 | 130 | 520 | 7 | 210 | 1300 | 9 | <DL | 130 |
| Zink (Zn) opløst | 0,5 | 493 | Høj | | 314 | 0,5 | 493 | 114 | | | | | | | | | | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.
NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - PAH'er

Bilag 3.3

| PAH'er, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|-------|--------------|--|-------------------------------------|-------|-------|-------------|------------------------|-------------------|----------|-------|--|--------|--------|
| Parameter | Min | maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Ørestaden, Vollertsen et al. (2012) | | | | Eriksson et al. (2005) | | | | Tsakovski et al. (2010), 3 lokaliteter | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Acenaphthren | 0,002 | 0,46 | Middel | 2.2 | 12 | 0,005 | 0,029 | 0,016 | 46 | 2 | 0,002 | 0,46 | | | |
| Acenaphthylen | 0,0013 | 0,92 | Middel | 2.2 | 12 | 0,005 | 0,019 | 0,009 | 58 | 1 | 0,08 | 0,92 | 30 | 0,0013 | 0,0448 |
| Anthracen | 0,000004 | 1,7 | Middel | 1.1.1, 1.2.4, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 12 | 0,005 | 0,015 | 0,008 | 118 | 1 | 0,000004 | 1,7 | | | |
| Benzo(a)anthracen | 0,0003 | 16 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 84* | 1 | 0,0003 | 16 | 30 | 0,0013 | 0,062 |
| Benzo(a)pyren | 0,00015 | 300 | Middel | 1.2.4, 1.3.1,1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 89* | 8 | 0,00015 | 300 | | | |
| Benzo(b)fluoranthen | 0,0007 | 260 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | | | | | 52* | 5 | 0,0007 | 260 | | | |
| Benzo(e)pyren | 0,001 | 0,35 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | | | | | 107 | 1 | 0,001 | 0,35 | | | |
| Benzo(g,h,i)perylen | 0,068 | 1,3 | Lav | 1.3.2 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 6* | 2 | 0,68 | 1,3 | | | |
| Benzo(k)fluoranthen | 0,09 | 43 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 2.1, 2.2 | | | | | 63 | 2 | 0,09 | 43 | | | |
| Chrysen | 0,0003 | 1,9 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | | | | | 106* | 5 | 0,0003 | 1,9 | 30 | 0,0014 | 0,1125 |
| Dibenzo(a,c)anthracen | 0,003 | 9,3 | Lav | 2.1, 2.2 | | | | | 123 | 2 | 0,003 | 9,3 | | | |
| Dibenzo(a,h)anthracen | 1 | 1,2 | Lav | 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 3 | 1 | 1 | 1,2 | | | |
| Fluoranthen | 0,008 | 45 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 12 | 0,005 | 0,097 | 0,019 | 69* | 8 | 0,008 | 45 | 30 | 0,019 | 0,313 |
| Fluoren | 0,0009 | 0,04 | Middel | 2.1, 2.2 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 82 | 2 | 0,0009 | 0,04 | | | |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | 0,0055 | 1080 | Middel | 1.3.2, 2.1, 2.2 | 12 | 0,005 | 0,005 | | 303* | 4 | 0,0055 | 1080 | | | |
| Naphthalen | 0,005 | 0,085 | Middel | | 12 | 0,005 | 0,085 | 0,024 | 171 | 3 | 0,006 | 0,071 | | | |
| Perylen | 0,0003 | 0,1 | Lav | 1.2.4, 1.3.3, 2.2 | | | | | 49 | 1 | 0,0003 | 0,1 | | | |
| Phenanthren | 0,0018 | 8,4 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 3.1.3 | 12 | 0,005 | 0,13 | 0,03 | 73* | 5 | 0,0018 | 8,4 | 30 | 0,028 | 0,24 |
| Pyren | 0,0001 | 0,206 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 12 | 0,005 | 0,043 | 0,015 | 280 | 3 | 0,0001 | 0,084 | 30 | 0,015 | 0,206 |
| Sum PAH | 0,005 | 0,32 | Lav | | 12 | 0,005 | 0,32 | 0,089 | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - PAH'er

Bilag 3.4

| PAH'er, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-------------------------|----------------------|-------|--------------|--|------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|--------------------------------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|-----------------------|-------|------|--------------------------------|------|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Skovlunde, Vollertsen et al. (2012) | | Bagsværd, Vollertsen et al. (2012) | | København, Birch et al. (2011) | | | Becouze et al. (2009) | | | Stachel et al. (2010) | | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Snit | 90% fraktil | Snit | 90% fraktil | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| 1-Methylnaphthalen | <0,05 | 9 | Høj | | 108* | 22 | <0,05 | 9 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-Chlornaphthalen | 0,97 | 0,97 | Høj | | 88 | 23 | 0,97 | 0,97 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-Methylantracen | 0,2 | 1,2 | Lav | | 62 | 1 | 0,2 | 1,2 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-Methylnaphthalen | <0,05 | 0,95 | Høj | | 109* | 22 | <0,05 | 0,95 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 9,10-Dimethylantracen | 0,6 | 1,2 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2 | 62 | 1 | 0,6 | 1,2 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acenaphthren | <0,01 | 0,97 | Høj | 2.2 | 133* | 36 | <0,01 | 0,97 | 0,015 | 0 | 0,025 | 0,1 | | | | 6 | 0,013 | 0,044 | | | | 9 | <DL | 0,01 |
| Acenaphthylen | 0,013 | 0,96 | Høj | 2.2 | 129* | 32 | <0,05 | 0,96 | 0,055 | 0,2 | 0,072 | 0,2 | 6 | <0,01 | 0,039 | 6 | 0,027 | 0,126 | | | | | | |
| Anthracen | 0,009 | 10 | Høj | 1.1.1, 1.2.4, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 39* | 24 | 0,009 | 10 | 0,055 | 0,2 | 0,072 | 0,2 | 3 | <0,01 | 0,084 | 6 | 0,016 | 0,096 | 7 | <0,03 | 0,11 | 9 | <DL | 0,02 |
| Benzo(a)anthracen | <0,01 | 73 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 104* | 28 | <0,01 | 73 | 0,065 | 0,2 | 0,15 | 0,4 | 6 | <0,01 | 0,21 | 6 | 0,037 | 0,298 | 7 | 0,05 | 0,18 | 9 | <DL | 0,4 |
| Benzo(a)pyren | <0,01 | 120 | Høj | 1.2.4, 1.3.1,1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 133* | 53 | <0,01 | 120 | 0,1 | 0,3 | 0,17 | 0,4 | 6 | <0,01 | 0,31 | 6 | 0,041 | 0,315 | 7 | 0,15 | 0,65 | 9 | <DL | 0,4 |
| Benzo(b)fluoranthen | 0,015 | 160 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 35* | 33 | 0,015 | 160 | | | | | | | | 6 | 0,077 | 0,655 | 7 | 0,07 | 0,33 | | | |
| Benzo(b)fluoren | 0,2 | 1,1 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2 | 62 | 1 | 0,2 | 1,1 | | | | | | | | | | | | | | 9 | <DL | 0,1 |
| Benzo(b,j,k)fluoranthen | <0,01 | 0,49 | Høj | 2.2 | 22* | 12 | <0,01 | 0,49 | 0,26 | 0,9 | 0,49 | 1,5 | 6 | <0,01 | 1 | | | | | | | 9 | <DL | 0,7 |
| Benzo(e)pyren | 0,2 | 0,6 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 63* | 2 | 0,2 | 0,6 | | | | | | | | | | | | | | 9 | <DL | 0,3 |
| Benzo(g,h,i)perylen | <0,01 | 1,811 | Høj | 1.3.2 | 118* | 48 | <0,01 | 1,811 | 0,073 | 0,2 | 0,39 | 0,8 | 6 | <0,01 | 0,47 | 6 | 0,071 | 0,569 | 7 | 0,1 | 0,33 | 9 | <DL | 0,3 |
| Benzo(k)fluoranthen | <0,1 | 61 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 2.1, 2.2 | 97* | 34 | <0,01 | 61 | | | | | | | | 6 | 0,033 | 0,221 | 7 | <0,03 | 0,11 | | | |
| Chrysen | <0,05 | 10 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 68* | 7 | <0,05 | 10 | 0,28 | 1 | 0,52 | 1,4 | | | | 6 | 0,088 | 0,655 | 7 | 0,11 | 0,47 | | | |
| Chrysen/Triphenylen | <0,01 | 2.271 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 2.2 | 27* | 17 | <0,01 | 2.271 | | | | | 6 | <0,01 | 0,25 | | | | | | | 9 | <DL | 0,3 |
| Dibenzo(a,h)anthracen | <0,01 | 0,6 | Høj | 1.3.2, 2.1, 2.2 | 95* | 24 | <0,01 | 0,6 | 0,011 | 0 | 0,035 | 0,1 | | | | 6 | 0,021 | 0,096 | | | | 9 | <DL | 0,07 |
| Dimethylnaphthalener | 0,1 | 0,35 | Middel | 2.2 | 16* | 6 | 0,1 | 0,35 | 0,24 | 0,7 | 0,35 | 0,8 | | | | | | | | | | | | |
| Fluoranthen | 0,009 | 110 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 232* | 58 | 0,009 | 110 | 0,26 | 0,9 | 1 | 2,8 | 3 | 0,025 | 0,18 | 6 | 0,098 | 0,832 | 7 | 0,27 | 1,1 | 9 | 0,01 | 0,4 |
| Fluoren | <0,01 | 1 | Høj | 2.1, 2.2 | 139* | 37 | <0,01 | 1 | 0,038 | 0,1 | 0,088 | 0,2 | | | | 6 | 0,019 | 0,106 | | | | 9 | <DL | 0,01 |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | <0,01 | 0,983 | Høj | 1.3.2, 2.1, 2.2 | 116* | 45 | <0,01 | 0,983 | 0,048 | 0,1 | 0,16 | 0,3 | 6 | <0,01 | 0,39 | 6 | 0,053 | 0,354 | 7 | 0,04 | 0,17 | 9 | <DL | 0,3 |
| Methylnaphthalener | <0,05 | 0,2 | Middel | 2.2 | 16* | 6 | <0,05 | 0,2 | 0,2 | 0,6 | 0,12 | 0,3 | | | | | | | | | | | | |
| Methylphenanthrener | 1,3 | 5,2 | Middel | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2 | 62 | 5 | 1,3 | 5,2 | | | | | | | | | | | | | | 9 | <DL | 0,02 |
| Naphthalen | <0,02 | 72 | Høj | 1.3.1, 1.3.2 | 628* | 32 | <0,02 | 72 | 0,17 | 0,5 | 0,14 | 0,3 | 3 | <0,01 | 0,072 | 6 | 0,088 | 0,175 | | | | | | |
| PAH total | <0,01 | 350 | Høj | 1.2.1, 3.1.3 | 117* | 37 | <0,01 | 350 | | | | | 6 | 0,088 | 1,576 | | | | | | | | <DL | 0,7 |
| Perylen | 0,005 | 0,8 | Middel | 1.2.4, 1.3.3, 2.2 | 70* | 9 | 0,005 | 0,8 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Phenanthren | 0,01 | 1.420 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 2.1, 3.1.3 | 113* | 50 | 0,01 | 1.420 | 0,21 | 0,7 | 0,79 | 2,4 | 3 | 0,017 | 0,29 | 6 | 0,09 | 0,712 | 7 | 0,11 | 0,6 | 9 | <DL | 0,08 |
| Pyren | <0,02 | 120 | Høj | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1, 2.2, 3.1.3 | 215* | 53 | <0,02 | 120 | 0,24 | 0,7 | 1,1 | 3,1 | 6 | 0,034 | 0,56 | 6 | 0,1 | 1,223 | 7 | 0,21 | 0,93 | 9 | <DL | 0,4 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - PCB'er

Bilag 3.5

| PCB'er, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | |
|-----------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|--|------|-------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Tsakovski et al. (2010), 3 lokaliteter | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Min | Maks |
| PCB-52 | 0,01 | 2,411 | Middel | 2.1, 2.2 | 30 | 0,01 | 2,411 |
| PCB-180 | 0,01 | 0,269 | Middel | 2.1, 2.2 | 30 | 0,01 | 0,269 |

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - PCB'er

Bilag 3.6

| PCB'er, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | |
|------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|--------|------|------------------------------------|-------|-------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Zgheib et al. (2011), en lokalitet | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| PCB-101 | <0,005 | 0,039 | Lav | 2.1, 2.2 | 3* | 3 | <0,005 | <0,2 | 6 | 0,032 | 0,039 |
| PCB-1016 | ND | 0,039 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | <DL | 0,039 |
| PCB-1221 | ND | 0,043 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | <DL | 0,043 |
| PCB-1232 | ND | 0,043 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | <DL | 0,043 |
| PCB-1242 | ND | 0,052 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | 0,032 | 0,052 |
| PCB-1248 | ND | 0,052 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | 0,033 | 0,052 |
| PCB-1254 | ND | 0,043 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | ND | ND | 6 | 0,032 | 0,043 |
| PCB-1260 | 0,03 | 0,03 | Lav | 2.1, 2.2 | 1* | 3 | 0,03 | 0,03 | | | |
| PCB'er | 0,014 | 2,6 | Høj | 2.1, 2.2 | 129* | 7 | 0,014 | 2,6 | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

| Pesticider, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------|------|-------|-------------------------|-------------------|---------|---------|-------------------------------|-----------------------|-------|-------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Polkowska et al. (2009) | | | Polkowska et al. (2002) | | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Scheyer et al. (2007) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| 2,4-D | 0,009 | 0,01 | Lav | 1.1.1 | 3* | 2 | 0,01 | 0,01 | | | | | | | | 0,009 | | | |
| 2,4-DP (Dichlorprop) | 0,004 | 0,019 | Lav | 1.1.1 | 2* | 2 | 0,009 | 0,019 | | | | | | | | 0,004 | | | |
| Alachlor | 0,019 | 0,019 | Lav | 2.1, 2.2 | 3* | 2 | 0,019 | 0,019 | | | | | | | | | | | |
| Aldrin | 0,00033 | 1,97 | Høj | 1.1.1 | | | | | 68 (8) | 0,13 | 1,97 | 13 | 8 | 0,00033 | 0,00298 | | | | |
| Atrazin | 0,00025 | 3,46 | Høj | 1.1.1, 2.1 | 34* | 8 | 0,015 | 2 | 68 (5) | 0,36 | 3,46 | 13 | 8 | 0,00025 | 0,00058 | 0,014 | | 0,036 | 1,031 |
| Bentazon | 0,004 | 0,004 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,004 | | | |
| BHC a- | 0,00033 | 1,69 | Høj | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 20 | 1 | 0,004 | 0,049 | 68 (11) | 0,05 | 1,69 | 13 | 8 | 0,00033 | 0,00087 | | | | |
| BHC g- (Lindan) | 0,00042 | 0,84 | Høj | 1.1.1 | 405* | 4 | 0,003 | 0,245 | 68 (9) | 0,07 | 0,84 | 13 | 8 | 0,00042 | 0,00186 | | | <QL | 0,132 |
| Bromophos | 0,02 | 4,911 | Lav | | | | | | 68 (31) | 0,02 | 4,911 | | | | | | | | |
| Bromoxylin | 0,008 | 0,008 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,008 | | | |
| Chlordan | 0,9 | 2,2 | Lav | 1.1.1 | 3* | 2 | 0,9 | 2,2 | | | | | | | | | | | |
| Chlorfenvinfos | 0,00014 | 0,18 | Høj | | | | | | 68 (4) | 0,05 | 0,18 | 13 | 8 | 0,00014 | 0,00027 | | | | |
| Chloridazon | 0,06 | 0,06 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,06 | | | |
| DDD (o,p') | 0,00014 | 4,61 | Høj | 1.1.1 | | | | | 68 (8) | 0,28 | 4,61 | 13 | 8 | 0,00014 | 0,0004 | | | | |
| DDD (p,p') | 0,00016 | 4,61 | Høj | 1.1.1 | | | | | 68 (12) | 0,28 | 4,61 | 13 | 8 | 0,00016 | 0,00169 | | | | |
| DDE (p,p') | 0,05 | 5,15 | Lav | | | | | | 68 (15) | 0,05 | 5,15 | | | | | | | | |
| DDE (o,p') | 0,29 | 7,47 | Lav | | | | | | 68 (12) | 0,29 | 7,47 | | | | | | | | |
| DDT (o,p'-) | 0,13 | 0,75 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | | | | | 68 (11) | 0,13 | 0,75 | | | | | | | | |
| DDT (p,p'-) | 0,01 | 8,46 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 22 | 1 | 0,01 | 0,119 | 68 (8) | 0,09 | 8,46 | | | | | | | | |
| Desethylterbuthylazin | 0,237 | 0,237 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,237 | | | |
| Desisopropylatrazin | 0,003 | 0,029 | Lav | | 12* | 5 | 0,003 | 0,029 | | | | | | | | 0,015 | | | |
| Desethylatrazin | 0,002 | 0,037 | Lav | | 16* | 5 | 0,002 | 0,037 | | | | | | | | | | | |
| Dieldrin | 0,015 | 0,015 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,015 | | | |
| Diflufenican | 0,057 | 0,057 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 0,057 |
| Dimethoat | 0,004 | 0,004 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,004 | | | |
| 2-Methyl-4,6-dinitrophenol (DNOC) | 1,025 | 1,053 | Lav | | | | | | | | | | | | | 1,053 | | <QL | 1,025 |
| Endosulfan a- | 3,667 | 3,667 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 3,667 |
| Ethofumesat | 0,088 | 0,088 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,088 | | | |
| Fenitrothion | 0,05 | 0,63 | Høj | 1.1.1 | | | | | 68 (5) | 0,05 | 0,63 | 13 | 8 | 0,00001 | 0,00103 | | | | |
| Fenpropimorph | 0,021 | 0,021 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,021 | | | |
| Heptachlorepoxid | 0,39 | 19,97 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | | | | | 68 (22) | 0,39 | 19,97 | | | | | | | | |
| Iprodion | 5,59 | 5,59 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 5,59 |
| Isoproturon | 0,071 | 0,071 | Lav | | | | | | | | | | | | | 0,071 | | | |

| Pesticider, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------|------|------|-------------------------|-------------------|---------|---------|-------------------------------|-----------------------|-------|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Polkowska et al. (2009) | | | Polkowska et al. (2002) | | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Scheyer et al. (2007) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Lenacil | 0,397 | 0,397 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,397 | | | | |
| Malathion | 0,02 | 1,96 | Høj | 1.1.1 | | | | | 68 (7) | 0,02 | 1,96 | 13 | 8 | 0,00008 | 0,00052 | | | | |
| MCPA | 0,009 | 0,031 | Lav | 1.1.1 | 2* | 2 | 0,009 | 0,016 | | | | | | | 0,031 | | | | |
| MCPP (Mecoprop) | 0,012 | 500 | Lav | 1.1.1 | 7* | 4 | 0,012 | 500 | | | | | | | 0,013 | | | | |
| Metalaxyl | 0,005 | 0,005 | Lav | | 1* | 1 | 0,005 | 0,005 | | | | | | | | | | | |
| Metazachlor | 0,007 | 0,03 | Lav | | 1* | 1 | 0,007 | 0,007 | | | | | | | 0,03 | | | | |
| Metamitron | 0,017 | 0,017 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,017 | | | | |
| Methabenzthiazuron | 0,003 | 0,003 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,003 | | | | |
| Metolachlor | 0,017 | 0,122 | Lav | 2.1, 2.2 | 3* | 2 | 0,017 | 0,036 | | | | | | | | | <QL | 0,122 | |
| Pendimethalin | 0,295 | 0,295 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,295 | | | | |
| Prochloraz | 0,012 | 0,012 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,012 | | | | |
| Propachlor | 0,01 | 0,106 | Lav | | 1* | 1 | 0,106 | 0,106 | | | | | | | 0,01 | | | | |
| Propazin | 0,00014 | 1,11 | Høj | | 1* | 1 | 0,044 | 0,044 | 68 (4) | 0,19 | 1,11 | 13 | 8 | 0,00014 | 0,0126 | | | | |
| Propiconazol | 0,007 | 0,007 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,007 | | | | |
| Propyzamid | 0,003 | 0,003 | Lav | | | | | | | | | | | | 0,003 | | | | |
| Simazin | 0,00012 | 0,62 | Høj | 1.1.1, 1.2.4 | 21* | 7 | 0,001 | 0,01 | 68 (3) | 0,16 | 0,62 | 13 | 8 | 0,00012 | 0,00367 | | | | |
| Terbuthylazin | 0,00008 | 0,13 | Høj | 2.1 | 16* | 5 | 0,001 | 0,017 | 68 (6) | 0,04 | 0,13 | 13 | 8 | 0,00008 | 0,00259 | 0,023 | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Pesticider

Bilag 3.8

| Pesticider, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|----------------------|---------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|---------|---------|--------------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------------------|-------|--------|----------------------|-------|-------|-----------------------|------|-------|-------------------------------|-----------------------|-------|--------------------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | | Becouze et al. (2009), en lokalitet | | | Zgheib et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Scheyer et al. (2007) | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Maks | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| 2,4-D | 0,009 | 276 | Middel | 1.1.1 | 75* | 8 | 0,05 | 276 | | | | | | | | | | | | | 0,009 | | | | | | |
| 2,4-DP (Dichlorprop) | 0,004 | 4,64 | Middel | 1.1.1 | 45* | 5 | <0,01 | 4,64 | | | | | | | | | | | | | 0,004 | | | | | | |
| 2,6-Dichlorbenzamid | <0.05 | 0,35 | Lav | | 5 | 2 | <0,05 | 0,35 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Acrolein | nd | 240 | Middel | | 8* | 8 | ND | 240 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aldrin | nd | 0,19 | Høj | 1.1.1 | 144* | 11 | ND | 0,19 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Aminotrizol | 0,142 | 0,528 | Lav | | | | | | | | | | | | | 6 | 0,142 | 0,528 | | | | | | | | | |
| AMPA | 0,06 | 0,9 | Lav | | | | | | 6 | 6 | 0,06 | 0,33 | | | | 6 | 0,479 | 0,731 | | | | | 6 | 0,2 | 0,9 | | |
| Atrazin | 0 | 10,5 | Middel | 1.1.1, 2.1 | 39* | 3 | 0,7 | 10,5 | | | | | 10 | 0 | 0,0028 | | | | | | | 0,014 | 0,036 | 1,031 | | | |
| Azoxystrobin | 0,4 | 1,9 | Middel | | 39* | 3 | 0,4 | 1,9 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bentazon | 0,004 | 0,004 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,004 | | | | | |
| BHC a- | 0,0027 | 0,1 | Middel | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 115* | 6 | 0,0027 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BHC b- | <0.2 | 0,1 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 3* | 3 | <0,2 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BHC d- | 0,006 | 0,1 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 4* | 4 | 0,006 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| BHC g- (Lindan) | 0,002 | 0,9 | Høj | 1.1.1 | 187* | 14 | 0,002 | 0,9 | | | | | | | | | | | | | | <QL | 0,132 | | | | |
| Bromoxylin | 0,008 | 0,008 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,008 | | | | | | |
| Chlordan | 0,0012 | 10 | Middel | 1.1.1 | 120* | 5 | 0,0012 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chlorfenvinfos | 0 | 0,001 | Lav | | | | | | | | | | 10 | 0 | 0,001 | | | | | | | | | | | | |
| Chloridazon | 0,06 | 34 | Middel | | 39* | 3 | 2,6 | 34 | | | | | | | | | | | | | 0,06 | | | | | | |
| Chlorpyrifos | 0,02 | 1 | Middel | | 16* | 16 | 0,02 | 1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Chlorpyrifos-methyl | 0 | 0,00111 | Lav | | 6* | 6 | 0 | 0,0011 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDD | 0,00053 | <0.2 | Middel | 1.1.1 | 128* | 4 | 0,00053 | <0,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDT (o,p'-) | 0,00032 | 0,00032 | Middel | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 129 | 4 | 0,00032 | 0,00032 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| DDT (p,p'-) | 0,00036 | 0,35 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 134* | 1 | 0,00036 | 0,35 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Desethylterbuthylazin | 0,237 | 0,237 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,237 | | | | | | |
| Desisopropylatrazin | 0,015 | 0,015 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,015 | | | | | | |
| Dibutyltin | 0,008 | 0,093 | Lav | | | | | | 3 | 3 | 0,008 | 0,009 | | | | 6 | 0,074 | 0,093 | | | | | | | | | |
| Devrinol | 0,1 | 0,1 | Lav | | 10* | 9 | 0,1 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Diazinon | 0,02 | 2,4 | Lav | | 26* | 9 | 0,02 | 2,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dichlobenil | 0,05 | 0,28 | Lav | | 5 | 2 | <0,05 | 0,28 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Dieldrin | 0,00051 | 0,1 | Middel | | 122* | 5 | 0,00051 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | 0,015 | | | | | | |
| Diflufenican | | 0,057 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 0,057 | | | | |
| Dimethoat | 0,004 | 0,004 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,004 | | | | | | |
| Diuron | 0,011 | 238,4 | Høj | | 32* | 5 | 0,25 | 238,4 | 3 | 3 | <0,01 | 0,055 | 10 | 0,011 | 0,043 | 6 | 0,394 | 0,647 | 7 | 0,02 | 0,04 | | | | | | |
| 2-Methyl-4,6-dinitrophenol (DNOC) | <0,1 | 1,16 | Lav | | 5 | 2 | <0,1 | 1,16 | | | | | | | | | | | | | 1,053 | <QL | 1,025 | | | | |

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Pesticider

Bilag 3.8

| Pesticider, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|----------------------|---------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|---------|---------|--------------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------------------|-------|-------|----------------------|-------|-------|-----------------------|-------|-------|-------------------------------|-----------------------|------|--------------------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | | Becouze et al. (2009), en lokalitet | | | Zgheib et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Scheyer et al. (2007) | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Maks | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Edifenphos (EDDP) | 0 | 0,0444 | Lav | | 6* | 6 | 0 | 0,0444 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Endosulfan a- | 0,00041 | 3,667 | Middel | 1.1.1 | 113* | 4 | 0,00041 | 0,2 | | | | | | | | | | | | | | <QL | 3,667 | | | | |
| Endosulfan b- | 0,0006 | <0,2 | Middel | 1.1.1 | 113* | 4 | 0,00060 | <0,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Endrin | 0,00077 | 0,05 | Middel | 1.1.1, 2.1 | 182* | 9 | 0,00077 | 0,05 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Epoxiconazol | 0,3 | 19,3 | Middel | | 39* | 3 | 0,3 | 19,3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Ethofumesat | 0,088 | 266 | Middel | | 39* | 3 | 3,4 | 266 | | | | | | | | | | | | | 0,088 | | | | | | |
| Ethylparathion | <0,1 | 3,3 | Middel | | 39* | 5 | <0,1 | 3,3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fenpropimorph | 0,021 | 16,8 | Middel | | 39* | 3 | 0,6 | 16,8 | | | | | | | | | | | | | 0,021 | | | | | | |
| Fenthion (MPP) | 0 | 0,00725 | Lav | 1.1.1 | 6* | 6 | 0 | 0,00725 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fenvalerat | 0 | 0,2 | Middel | | 39* | 3 | 0 | 0,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Flutolanil | 0,00016 | 5,3 | Middel | | 16* | 15 | 0,00016 | 5,3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Fthalide | 0 | 0,0146 | Lav | | 6* | 6 | 0 | 0,0146 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Glyphosat | <0,05 | 9 | Lav | | | | | | 6 | 6 | 0,043 | 1,2 | | | | 6 | <0,05 | 1,922 | | | | | 6 | 0,1 | 9 | | |
| HCB (Hexachlorbenzen) | 0,00046 | 0,0985 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 4* | 4 | 0,00046 | 0,0985 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Heptachlor | 0,01 | 0,1 | Middel | 1.1.1 | 133* | 5 | 0,01 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Heptachlorepoxid | 0,0011 | 0,1 | Middel | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 114* | 5 | 0,0011 | 0,1 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Iprodion | 5,59 | 5,59 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 5,59 | | | | |
| Isophoron | <0,1 | 10 | Lav | | 3* | 3 | <0,1 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Isoprothiolan | <0,05 | 1,272 | Middel | | 16* | 15 | <0,05 | 1,272 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Isoproturon | 0,002 | 115 | Høj | 2.1 | 43* | 5 | <0,05 | 115 | 3 | 3 | <0,01 | 0,044 | 10 | 0,002 | 0,134 | 6 | 0,004 | 0,082 | 7 | 0,05 | 0,2 | 0,071 | | | | | |
| Kresoxim-methyl | 0,2 | 0,3 | Middel | | 39* | 3 | 0,2 | 0,3 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Lenacil | 0,397 | 0,397 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,397 | | | | | | |
| MCPA | <0,05 | 0,13 | Lav | 1.1.1 | 6* | 4 | <0,05 | 0,13 | 6 | 6 | <0,01 | 0,018 | | | | | | | | | 0,031 | | | | | | |
| MCPP (Mecoprop) | <0,03 | 6,15 | Middel | 1.1.1 | 44* | 5 | <0,03 | 6,15 | | | | | | | | | | | | | 0,013 | | | | | | |
| Metamitron | 9,1 | 846 | Middel | | 39* | 3 | 9,1 | 846 | | | | | | | | | | | | | 0,017 | | | | | | |
| Metazachlor | 2,5 | 2815 | Middel | | 39* | 3 | 2,5 | 2815 | | | | | | | | | | | | | 0,03 | | | | | | |
| Methabenzthiazuron | 0,003 | 0,003 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,003 | | | | | | |
| Methoxychlor | 0,0015 | 1,21 | Middel | 2.1, 2.2 | 181* | 8 | 0,0015 | 1,21 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Metobromuron | 0 | 91,2 | Middel | | 39* | 3 | 0 | 91,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Metolachlor | <QL | 0,122 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | <QL | 0,122 | | | | | |
| Metribuzin | 2,9 | 32,2 | Middel | | 39* | 3 | 2,9 | 32,2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Mirex | 0,0002 | 0,0002 | Lav | | 139 | 1 | 0,0002 | 0,0002 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Monobutyltin | 0,035 | 0,12 | Lav | | | | | | 3 | 3 | 0,035 | 0,072 | | | | 6 | 0,091 | 0,12 | 7 | 0,007 | 0,03 | | | | | | |
| Pendimethalin | 0,295 | 0,295 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,295 | | | | | | |

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Pesticider

Bilag 3.8

| Pesticider, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-------|-------|--------------------------------|-------------------|-------|-------|-------------------------------------|--------|--------|----------------------|------|-------|-----------------------|--------|-------|-------------------------------|-----------------------|------|--------------------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | | Becouze et al. (2009), en lokalitet | | | Zgheib et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Scheyer et al. (2007) | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Maks | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Prochloraz | 0,012 | 0,012 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,012 | | | | | | | |
| Propachlor | 0,01 | 0,01 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,01 | | | | | | | |
| Propiconazol | 0,07 | 15,8 | Middel | 1.1.15 | 39* | 3 | 0,6 | 15,8 | | | | | | | | | | | | 0,007 | | | | | | | |
| Propyzamid | 0,003 | 0,003 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | 0,003 | | | | | | | |
| Prosulfocarb | 1,8 | 1451 | Middel | | 39* | 3 | 1,8 | 1451 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pyroquilon | ND | 0,687 | Lav | | 6* | 6 | ND | 0,687 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Simazin | 0,0004 | 2,23 | Høj | 1.1.1, 1.2.4 | 52* | 22 | <0,01 | 2,23 | | | | | 10 | 0,0004 | 0,0051 | | | | 7 | <0,005 | 0,008 | | | | | | |
| Terbuthylazin | <0,05 | 19,5 | Lav | 2.1 | 15* | 3 | <0,05 | 19,5 | 3 | 3 | <0,01 | <0,01 | | | | | | | | 0,023 | | | | | | | |
| Tributyltin | 0,05 | 0,078 | Lav | | | | | | | | | | | | | 6 | 0,05 | 0,078 | | | | | | | | | |
| Thiobencarb | <0,02 | 0,038 | Middel | | 16* | 15 | <0,02 | 0,038 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Phenoler

Bilag 3.9

| Phenoler, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | |
|-----------------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-------|------|---------------------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Asman et al. (2005) |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Maks |
| 2,4-Dichlorphenol | 0,132 | 0,132 | Lav | | | | | | 0,132 |
| 2,4-Dinitrophenol | 0,02 | 35 | Lav | 2.1, 2.2 | 107 | 1 | 0,02 | 35 | 5,728 |
| 2,6-Dimethyl-4-nitrophenol | 0,02 | 13,7 | Lav | 2.2 | 164 | 1 | 0,02 | 13,7 | |
| 2,6-Dinitro-4-methylphenol | 0,05 | 7,8 | Lav | 2.1, 2.2 | 29 | 1 | 0,05 | 7,8 | |
| 2,6-Dinitro-6-methylphenol | 0,1 | 42,7 | Lav | 2.1, 2.2 | 154 | 1 | 0,1 | 42,7 | |
| 2-Methoxy-phenol (Guajacol) | 0,43 | 3,1 | Lav | 2.1, 2.2 | 18 | 1 | 0,43 | 3,1 | |
| 2-Nitrophenol | 0,06 | 0,22 | Lav | 2.1, 2.2 | 22* | 2 | 0,06 | 0,22 | |
| 3-Methyl-4-nitrophenol | 0,02 | 3,4 | Lav | 2.1, 2.2 | 81 | 1 | 0,02 | 3,4 | 2,483 |
| 4-Methyl-2-nitrophenol | 0,008 | 6,69 | Lav | 2.1, 2.2 | 61 | 1 | 0,008 | 6,69 | |
| 4-Nitrophenol | 0,01 | 25,2 | Middel | 2.1, 2.2 | 115* | 2 | 0,01 | 25,2 | 11,943 |
| Cresol, m,p- | 0,11 | 0,3 | Lav | | 15 | 1 | 0,11 | 0,3 | |
| Cresol, o- | 0,06 | 1,2 | Lav | | 64 | 1 | 0,06 | 1,2 | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Phenoler

Bilag 3.10

| Phenoler, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------|-------|---------------|----------------------|------------------------|------------|--------|-------|--------------------------------|------|------|-----------------------|-------|------|-----------------------|------|------|----------------------|--------|-------|-------------------------------|-------------------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|--------------------------------|------|------|--------------------------------|-------|------|---------------------------|-------|------|---------------------------------|-------|------|--|------|------|--|--|
| Parameter | Min | Maks | Data-kvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | København, Birch et al. (2011) | | | Becouze et al. (2009) | | | Stachel et al. (2010) | | | Zgheib et al. (2011) | | | Roskilde, Asman et al. (2005) | Skovlunde, Vollertsen et al. (2012) | | Bagsværd, Vollertsen et al. (2012) | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | | Byområde, Bressy et al. (2011) | | | Vej, Bressy et al. (2011) | | | Bygninger, Bressy et al. (2011) | | | Atmosfærisk deposition, Bressy et al. (2011) | | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lok. | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Maks | Snit | 90% fraktil | Snit | 90% fraktil | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | | |
| 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | 0,0055 | 0,014 | Lav | 2,2 | 14* | 4 | 0,0055 | 0,014 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2,4,6-Trichlorphenol | ND | 0,017 | Lav | 2.1, 2.2 | 15* | 5 | ND | 0,017 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2,4-Dichlorphenol | ND | 0,132 | Lav | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 15* | 5 | ND | 0,04 | | | | | | | | | | | 0,132 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2,4-Dimethylphenol | <0.05 | 10 | Lav | 2,1 | 3* | 3 | <0,05 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2,4-Dinitrophenol | ND | 7,87 | Lav | 2.1, 2.2 | 4* | 2 | ND | 7,87 | | | | | | | | | | | 5,728 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-Chlorphenol | <0.5 | 2 | Lav | 1.1.1 | 3* | 3 | <0,05 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 2-Nitrophenol | ND | 9,5 | Lav | 2.1, 2.2 | 3* | 3 | ND | 9,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 3-Methyl-4-nitrophenol | 2,483 | 2,483 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | 2,483 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4-Chlor-3-methyl-phenol | <0.01 | 1,5 | Lav | 1.1.1 | 9* | 2 | <0,01 | 1,5 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4-Nitrophenol | <0.05 | 19 | Lav | 2.1, 2.2 | 6* | 4 | <0,05 | 19 | | | | | | | | | | | 11,943 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Pentachlorphenol | 0,044 | 115 | Høj | 1.1.1, 2.2 | 26* | 16 | 0,044 | 115 | | | | | | | | | 6 | <DL | 0,286 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Phenol | <0.01 | 10 | Middel | 2.1, 2.2 | 10* | 10 | <0,01 | 10 | | | | | | | | | | | | | | | | 9 | <DL | 0,4 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Phenoler | 7 | 21 | Lav | | 4* | 2 | 7 | 21 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Bisphenol A | <0.01 | 2,5 | Lav | | 3 | 3 | <0,01 | 0,17 | | | | | | | 7 | 0,24 | 2,5 | | | | | | | 9 | <DL | 0,3 | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Nonylphenol | 0,04 | 23 | Høj | 2.2 | 17* | 17 | 0,04 | 23 | 6 | <0,1 | 0,43 | 10 | 0,132 | 0,46 | | | | 6 | 1,595 | 9,17 | | 5,8 | 14 | 5,6 | 13 | 9 | <DL | 0,4 | | | | | | | | | | | | | | |
| Nonylphenol og NPE 1-2 EO | <0.05 | 5,8 | Middel | 1.1.16 | 19* | 9 | <0,05 | 5,8 | | | | | | | | | | | | | | | 9 | <DL | <DL | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4-(para)-nonylphenol | <0.1 | 3,6 | Middel | | | | | | | | | | | | 7 | 0,17 | 3,6 | 6 | <DL | 0,19 | | | | | | 11 | 0,16 | 0,92 | 2 | 1,5 | 1,9 | 9 | 0,15 | 0,75 | 15 | 0,049 | 0,34 | | | | | |
| Para-tert-octylphenol | 0,107 | 1,9 | Middel | 1.3.2 | | | | | | | | | | | 7 | 0,15 | 1,9 | 6 | 0,107 | 0,262 | | | | | 9 | <DL | <DL | 11 | 0,013 | 0,069 | 2 | 0,011 | 0,021 | 9 | 0,018 | 0,036 | 15 | 0,003 | 0,03 | | | |
| 4-tert-butylphenol | 0,131 | 0,73 | Middel | | | | | | | | | | | | 7 | 0,4 | 0,73 | 6 | 0,131 | 0,203 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 4-n-octylphenol | 0,1 | 0,021 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | 6 | <DL | 0,021 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Ætere

Bilag 3.11

| Ætere, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | |
|--------------------------|----------------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| Bis(chlorethyl)ether | 17 | 87 | Lav | | 4 | 2 | 17 | 87 |
| Bis(chlorisopropyl)ether | 68 | 150 | Lav | 1.1.1 | 3 | 1 | 68 | 150 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Ætere

Bilag 3.12

| Ætere, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | |
|--------------------------|----------------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|------|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| Bis(chlorethyl)ether | <0,2 | 56 | Lav | | 8* | 7 | <0,2 | 56 |
| Bis(chlorisopropyl)ether | <0,2 | 400 | Lav | 1.1.1 | 7* | 5 | <0,2 | 400 |
| MTBE | 0,03 | 37 | Høj | 1.3.3, 2.1, 3.1.3 | 312 | 25 | 0,03 | 37 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Dioxiner og furaner

Bilag 3.13

| Dioxiner og furaner, hustage | Koncentrationer pg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur pg/l | | | |
|------------------------------|----------------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | pg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| OCDD | 50 | 100 | Lav | | 1* | 1 | 50 | 100 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Dioxiner og furaner

Bilag 3.14

| Dioxiner og furaner, befæstet | Koncentrationer pg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur pg/l | | | |
|-------------------------------|----------------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-----------------|------|------|
| | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | pg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliter | Min | Maks |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | <1 | 1300 | Høj | | 51* | 10 | <1 | 1300 |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | <1 | 350 | Høj | | 51* | 10 | <1 | 350 |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | <0,1 | 20 | Høj | | 51* | 10 | <0,1 | 20 |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | <0,2 | 43 | Høj | | 51* | 10 | <0,2 | 43 |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF | <1 | 26 | Middel | | 47* | 8 | <1 | 26 |
| 1,2,3,4,7,8-PCDF | <0,2 | 5,7 | Lav | | 5* | 3 | <0,2 | 5,7 |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD | <0,2 | 86 | Lav | 2.2 | 51* | 1 | <0,2 | 86 |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | <0,5 | 47 | Høj | 2.2 | 51* | 10 | <0,5 | 47 |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | <0,5 | 83 | Høj | | 51* | 10 | <0,5 | 83 |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | <0,5 | 10 | Høj | | 51* | 10 | <0,5 | 10 |
| 1,2,3,7,8-PCDD | <0,4 | 26 | Høj | 2.2 | 51* | 10 | <0,4 | 26 |
| 1,2,3,7,8-PCDF | <1 | 8 | Middel | 2.2 | 46* | 7 | <1 | 8 |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | <0,6 | 49 | Høj | | 51* | 10 | <0,6 | 49 |
| 2,3,4,7,8-PCDF | <0,5 | 61 | Høj | | 51* | 10 | <0,5 | 61 |
| 2,3,4,8-TCDF | 2,3 | 2,3 | Lav | | 1* | 1 | 2,3 | 2,3 |
| 2,3,7,8-TCDD | 0,44 | 4,5 | Høj | 2.2 | 52* | 11 | 0,44 | 4,5 |
| 2,3,7,8-TCDF | 0,7 | 8,6 | Høj | 2.2 | 50* | 9 | 0,7 | 8,6 |
| OCDD | 60 | 420 | Lav | | 5* | 3 | 60 | 420 |
| OCDF | 3,2 | 52 | Lav | | 5* | 3 | 3,2 | 52 |
| Tot-HpCDD | <1 | 3100 | Høj | | 51* | 10 | <1 | 3100 |
| Tot-HpCDF | <1 | 970 | Høj | | 51* | 10 | <1 | 970 |

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Dioxiner og furaner

Bilag 3.14

| Dioxiner og furaner, befæstet | Koncentrationer pg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur pg/l | | | |
|-------------------------------|----------------------|--------|--------------|----------------------|------------------------|-----------------|-----|--------|
| | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | pg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliter | Min | Maks |
| Tot-HxCDD | <1 | 460 | Høj | | 51* | 10 | <1 | 460 |
| Tot-HxCDF | <1 | 870 | Middel | | 50* | 9 | <1 | 870 |
| Tot-OCDD | 5,8 | 12000 | Middel | | 46* | 7 | 5,8 | 12000 |
| Tot-OCDF | 3 | 930 | Middel | | 46* | 7 | 3 | 930 |
| Tot-PCDD | <1 | 57 | Høj | 2.1, 2.2 | 51* | 10 | <1 | 57 |
| Tot-PCDDs | <1 | 277562 | Middel | 2.1, 2.2 | 47* | 8 | <1 | 277562 |
| Tot-PCDF | <1 | 940 | Høj | 2.1, 2.2 | 51* | 10 | <1 | 940 |
| Tot-PDCFs | <1 | 3070 | Middel | 2.1, 2.2 | 47* | 8 | <1 | 3070 |
| Tot-TCDD | 0,9 | 15 | Høj | | 51* | 10 | 0,9 | 15 |
| Tot-TCDF | 0,9 | 250 | Høj | | 51* | 10 | 0,9 | 250 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Kulbrinter

Bilag 3.15

| Kulbrinter, hustage | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | |
|-------------------------|----------------------|------|--------------|---------------------------------|-------------------------------------|-----|------|--------------|------------------------|-------------------|-------|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Ørestaden, Vollertsen et al. (2012) | | | | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90 % fraktil | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| 1,3-Dichlorbenzen | 14 | 88 | Lav | 1.1.1 | | | | | 5 | 2 | 14 | 88 |
| Total kulbrinter - olie | 5 | 26 | Lav | | 12 | 5 | 26 | 12 | | | | |
| Alkan n-C13 | 0,001 | 0,28 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,001 | 0,28 |
| Alkan n-C14 | 0,002 | 0,66 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,002 | 0,66 |
| Alkan n-C15 | 0,01 | 3,7 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,01 | 3,7 |
| Alkan n-C16 | 0,02 | 1,4 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,02 | 1,4 |
| Alkan n-C17 | 0,02 | 1,6 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,02 | 1,6 |
| Alkan n-C18 | 0,03 | 3,1 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,03 | 3,1 |
| Alkan n-C19 | 0,02 | 2,8 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,02 | 2,8 |
| Alkan n-C20 | 0,04 | 3,9 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,04 | 3,9 |
| Alkan n-C21 | 0,2 | 5 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,2 | 5 |
| Alkan n-C22 | 0,03 | 8,5 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,03 | 8,5 |
| Alkan n-C23 | 0,02 | 8,3 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,02 | 8,3 |
| Alkan n-C24 | 0,02 | 5,7 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,02 | 5,7 |
| Alkan n-C25 | 0,01 | 3,4 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,01 | 3,4 |
| Alkan n-C26 | 0,01 | 1,4 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,01 | 1,4 |
| Alkan n-C27 | 0,01 | 0,55 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,01 | 0,55 |
| Alkan n-C28 | 0,003 | 0,25 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | | | | | 69 | 1 | 0,003 | 0,25 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet

ND – Ikke detekteret

QL – Kvantifikationsgrænse

DL – Detektionsgrænse

| Kulbrinter, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | |
|---------------------------|----------------------|---------|--------------|---------------------------------|------------------------|-------------------|---------|--------|-------------------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Skovlunde, Vollertsen et al. (2012) | | Bagsværd, Vollertsen et al. (2012) | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Snit | 90% fraktil | Snit | 90% fraktil |
| Alifatiske carbonhydrider | 25 | 2189 | Middel | | 64* | 3 | 25 | 2189 | | | | |
| Alkan n-C17 | 0,8 | 9,9 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 0,8 | 9,9 | | | | |
| Alkan n-C18 | 0,9 | 9,7 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 0,9 | 9,7 | | | | |
| Alkan n-C19 | 1,4 | 12 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 1,4 | 12 | | | | |
| Alkan n-C27 | 2 | 7,9 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 2 | 7,9 | | | | |
| Alkan n-C28 | 1 | 4,8 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 1 | 4,8 | | | | |
| Alkan n-C29 | 3,2 | 20,7 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 3,2 | 20,7 | | | | |
| Total lineære alkaner | 24,8 | 167 | Lav | 1.2.4, 1.3.1, 1.3.2, 1.3.3, 2.1 | 62 | 1 | 24,8 | 167 | | | | |
| 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen | <0.005 | 0,02 | Middel | | 100* | 4 | <0,005 | 0,02 | | | | |
| 1,2,4-Trichlorbenzen | 0,0015 | 0,02 | Middel | 1.1.1 | 102* | 4 | 0,0015 | 0,02 | | | | |
| 1,2-Dichlorbenzen | ND | 0,039 | Middel | 1.1.1, 2.1 | 102* | 4 | ND | 0,039 | | | | |
| 1,3,5-Trichlorbenzen | 0,00099 | 0,00099 | Lav | 1.1.1 | 99 | 1 | 0,00099 | 0,0009 | | | | |
| 1,3-Dichlorbenzen | ND | 103 | Høj | 1.1.1 | 115* | 11 | ND | 103 | | | | |
| 1,4-Dichlorbenzen | 0,0061 | 0,0089 | Middel | 1.1.1, 2.1, 2.2 | 114* | 6 | 0,0061 | 0,0089 | | | | |
| Benzen | 0,017 | 13 | Høj | 1.1.1, 1.3.3, 2.1 | 28* | 8 | 0,017 | 13 | 0,056 | 0,1 | 0,06 | 0,1 |
| Chlorbenzener | <0.05 | 10 | Lav | | 3* | 3 | <0,05 | 10 | | | | |
| Ethylbenzen | <0.2 | 2 | Høj | 1.1.1 | 597 | 19 | <0,2 | 2 | | | | |
| Hexachlorbenzen | 0,00046 | 0,016 | Middel | | 128* | 7 | 0,00046 | 0,016 | | | | |
| Pentachlorbenzen | 0,001 | 0,0092 | Middel | | 111 | 3 | 0,001 | 0,0092 | | | | |
| Phytan | 0,91 | 7 | Lav | | 62 | 1 | 0,91 | 7 | | | | |
| Pristan | 0,77 | 7,2 | Lav | | 62 | 1 | 0,77 | 7,2 | | | | |
| Toluen | 0,028 | 9 | Høj | | 626* | 29 | 0,028 | 9 | 0,18 | 0,5 | 0,13 | 0,2 |
| Trimethylbenzen | 0,2 | 15 | Høj | 2.1 | 592 | 16 | 0,2 | 15 | | | | |
| Xylen | <0,2 | 15 | Høj | | 605* | 27 | <0,2 | 15 | | | | |
| Kulbrinter | 115 | 4032 | Lav | | 3* | 3 | 115 | 4032 | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

| Halogenerede alifatiske kulbrinter, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | |
|--|----------------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-------|------|----------------------|-----|------|-------------------------------------|-------------|------------------------------------|-------------|
| | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Zgheib et al. (2011) | | | Skovlunde, Vollertsen et al. (2012) | | Bagsværd, Vollertsen et al. (2012) | |
| | | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Snit | 90% fraktil | Snit | 90% fraktil |
| Parameter | µg/l | | | | | | | | | | | | | | |
| 1,1,1-Trichlorethan | 0,025 | 10 | Middel | 1.1.1, 2.1 | 13* | 3 | 0,025 | 10 | | | | 0,04 | 0,1 | 0,03 | |
| 1,1,2,2-Tetrachlorethan | 2 | 3 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 2 | 3 | | | | | | | |
| 1,1,2-Trichlorethan | 2 | 3 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 2 | 3 | | | | | | | |
| 1,1-Dichlorethan | 1,5 | 3 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 1,5 | 3 | | | | | | | |
| 1,1-Dichlorethen | 1,5 | 4 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 1,5 | 4 | | | | | | | |
| 1,2-Dichlorethan | 4 | 4 | Lav | 1.1.1, 2.1 | 1* | 1 | 4 | 4 | | | | | | | |
| 1,2-Dichlorpropan | 3 | 3 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 3 | 3 | | | | | | | |
| 1,2-Transdichlorethen | 1 | 3 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 1 | 3 | | | | | | | |
| 1,3-Dichlorpropan | 1 | 2 | Lav | 1.1.1 | 1* | 1 | 1 | 2 | | | | | | | |
| Bromdichlormethan | 0,2 | 2,8 | Høj | 2,1 | 592 | 16 | 0,2 | 2,8 | | | | | | | |
| Chlordibrommethan | 2 | 2 | Lav | 2,1 | 1* | 1 | 2 | 2 | | | | | | | |
| Dichlormethan | 0,2 | 51 | Høj | 1.1.1 | 661* | 25 | 0,2 | 51 | 6 | 1,5 | 13 | | | | |
| Tetrachlorethylen (PCE) | 0,18 | 42 | Høj | 1.1.1, 2.1 | 612* | 25 | 0,18 | 42 | | | | 1,6 | 2,6 | 0,18 | 0,7 |
| Tetrachlormethan | <0,02 | 2 | Lav | 2,1 | 2* | 2 | <0,02 | 2 | | | | | | | |
| Tribrommethan (Bromoform) | 1 | 1 | Lav | 2,1 | 1* | 1 | 1 | 1 | | | | | | | |
| Trichlorethylen (TCE) | 0,036 | 7 | Høj | 1.1.1, 2.1 | 20* | 9 | 0,036 | 7 | | | | 0,35 | 0,6 | 0,04 | 0,1 |
| Trichlorfluormethan | 0,6 | 27 | Lav | | 1* | 1 | 0,6 | 27 | | | | | | | |
| Trichlormethan (Chloroform) | <0,1 | 12 | Høj | | 595* | 19 | <0,1 | 12 | | | | | | | |
| Trihalomethaner | 161 | 161 | Lav | | 1* | 1 | 161 | 161 | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

OBS: Der er ingen for hustage

NA – Ikke vurderet

ND – Ikke detekteret

QL – Kvantifikationsgrænse

DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Phthalater og adipater

Bilag 3.18

| Phthalater og adipater, hustage | Koncentrationer | | | Potentielle kilder | Litteratur | | | |
|---------------------------------|-----------------|------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|-----|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| Butylbenzylphthalat | 100 | 100 | Lav | 2.1, 2.2 | 1 | 1 | 100 | 100 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

| Phthalater og adipater, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
|----------------------------------|----------------------|------|---------------|---------------------------------|------------------------|-------------------|------|------|------------------------------|-------------|-----------------------------|-------------|--------------------------------|-----|------|-----------------------|-----|------|----------------------|-------|------|--------------------------------|-----|------|--------------------------|-------|------|-------------------------------|-------|------|--|
| Parameter | Min | Maks | Data-kvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Skovlunde, Vollertsen et al. | | Bagsværd, Vollertsen et al. | | København, Birch et al. (2011) | | | Stachel et al. (2010) | | | Zgheib et al. (2011) | | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | | Vej, Clara et al. (2010) | | | Byområde, Clara et al. (2010) | | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Snit | 90% fraktil | Snit | 90% fraktil | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | |
| Butylbenzylphthalat | 0,014 | 130 | Høj | 2.1, 2.2 | 20* | 9 | <0,2 | 130 | 0,2 | 0,6 | 0,6 | 1,6 | | | | | | | | | | | | 4 | ND | 0,33 | 4 | 0,014 | 0,082 | | |
| Di(2-ethylhexyl)adipat | 0,04 | 1,8 | Middel | 2.2 | 15 | 5 | 0,04 | 1,8 | 1,1 | 3,4 | 1,8 | 5,4 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Di(2-ethylhexyl)phthalat | 0,45 | 78 | Høj | 1.1.14, 1.1.16, 2.1, 2.2 | 23* | 12 | 3 | 44 | 17 | 47 | 44 | 118 | 6 | 3 | 8,5 | 7 | 6 | 78 | 6 | 15,26 | 60,9 | 9 | 0,5 | 2,7 | 4 | 0,45 | 5,3 | 4 | 1,4 | 8,5 | |
| Diethylphthalat | <0,02 | 10 | Høj | 2.1 | 6* | 6 | 0,06 | 10 | 0,7 | 1,6 | 0,7 | 4,7 | | | | | | | | | | | | 4 | <0,02 | 0,27 | 4 | 0,035 | 0,16 | | |
| Dimethylphthalat | 0,023 | 0,79 | Lav | | 3* | 3 | ND | 0,4 | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | ND | 0,1 | 4 | 0,023 | 0,79 | | |
| Di-n-butylphthalat (DBP) | 0,079 | 11 | Høj | 1.1.14, 1.1.16, 1.2.1, 2.1, 2.2 | 18* | 8 | 0,19 | 11 | 1,1 | 2 | 1,5 | 3,1 | | | | | | | | | | | | 4 | ND | 0,079 | 4 | 0,12 | 0,27 | | |
| Di-n-octylphthalat | 0,019 | 2,1 | Høj | 2.1 | 19* | 9 | 0,1 | 2,1 | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | ND | 0,53 | 4 | 0,019 | 0,37 | | |
| Di-isodecylphthalat | 4,8 | 9,9 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | ND | 9,9 | 4 | ND | 4,8 | | |
| Di-isononylphthalat | 0,22 | 23 | Lav | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | 4 | 0,22 | 23 | 4 | 4,8 | 23 | | |
| Diverse phthalater | <0,2 | 2 | Lav | 1.18, 1.1.21 | 2 | 2 | <0,2 | 2 | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Diverse

Bilag 3.20

| Diverse, befæstet | Koncentrationer µg/l | | | Potentielle kilder | Litteratur µg/l | | | | | | | | | |
|------------------------|----------------------|-------|--------------|----------------------|------------------------|-------------------|---------|-------|----------------------|-----|-------|--------------------------------|------|------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Eriksson et al. (2005) | | | | Zgheib et al. (2011) | | | Sulsted, Miljøstyrelsen (2006) | | |
| | µg/l | | | | Antal prøver | Antal lokaliteter | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks | Antal prøver | Min | Maks |
| Dimethyldiethylbly | <0,0008 | 0,024 | Lav | | 35 | 1 | <0,0008 | 0,024 | | | | | | |
| Methyltriethylbly | <0,0007 | 0,018 | Lav | | 35 | 1 | <0,0007 | 0,018 | | | | | | |
| Tetraethylbly | <0,0009 | 0,029 | Lav | | 35 | 1 | <0,0009 | 0,029 | | | | | | |
| Triethylbly | <0,0018 | 0,061 | Lav | | 35 | 1 | <0,0018 | 0,061 | | | | | | |
| Trimethylbly | <0,0008 | 0,117 | Lav | | 35 | 1 | <0,0008 | 0,117 | | | | | | |
| MEK (methylethylketon) | 2,81 | 8,39 | Lav | 1.1.19 | 9 | 2 | 2,81 | 8,39 | | | | | | |
| Metaldehyd | <0,05 | 0,062 | Lav | | | | | | 6 | <DL | 0,062 | | | |
| Tri-n-butylphosphat | 0,03 | 0,1 | Lav | 2.2 | 17 | 7 | 0,03 | 0,1 | | | | 8 | 0,05 | 0,1 |
| Triphenylphosphat | <0,01 | 0,5 | Lav | 2.2 | 17 | 7 | <0,01 | 0,5 | | | | 8 | <DL | 0,09 |
| Trichlorpropylphosphat | <DL | 0,2 | Lav | | | | | | | | | 8 | <DL | 0,2 |
| Phytan | 0,91 | 7 | Lav | | 62 | 1 | 0,91 | 7 | | | | | | |
| Pristan | 0,77 | 7,2 | Lav | | 62 | 1 | 0,77 | 7,2 | | | | | | |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i tagvand - Pathogener

Bilag 3.21

| Pathogener, hustage | Koncentrationer CFU/100 ml | | | Potentielle kilder | Litteratur CFU/100 ml | | | | | | |
|----------------------|----------------------------|----------|--------------|----------------------|-------------------------------------|-----|------|-------------|---------------------|-----|----------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Ørestaden, Vollertsen et al. (2012) | | | | Ledin et al. (2004) | | |
| | CFU/100 ml | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal prøver | Min | Maks |
| Termotolerante coli | 1 | 7900 | | 4 | 12 | 1 | 7900 | 3878 | | | |
| Total coliforme | <1 | 1,90E+04 | | 4 | | | | | 309 | <1 | 1,90E+04 |
| E. coli | <1 | 5,40E+04 | | 4 | | | | | 109 | <1 | 5,40E+04 |
| Fækale coliforme | <1 | 3,50E+03 | | 4 | | | | | 224 | <1 | 3,50E+03 |
| Fækale streptokokker | <99 | 1,00E+04 | | 4 | | | | | 102 | <99 | 1,00E+04 |
| Enterococcer | <1 | 4900 | | 4 | | | | | 125 | <1 | 4900 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.
NA – Ikke vurderet
ND – Ikke detekteret
QL – Kvantifikationsgrænse
DL - Detektionsgrænse

Påviste stoffer i regnvand fra befæstede arealer - Pathogener

Bilag 3.22

| Pathogener, befæstet | Koncentrationer CFU/100 ml | | | Potentielle kilder | Litteratur CFU/100 ml | | | | | | |
|----------------------|----------------------------|----------|--------------|----------------------|---|-----|--------|-------------|---------------------|-----|----------|
| Parameter | Min | Maks | Datakvalitet | (Ledin et al., 2004) | Stormwater BMP database, Vollertsen et al. (2012) | | | | Ledin et al. (2004) | | |
| | CFU/100 ml | | | | Antal prøver | Min | Maks | 90% fraktil | Antal lokaliteter | Min | Maks |
| E.coli | 4 | 1,20E+04 | | 4 | 168 | 4 | 59000 | 22048 | 2 | 10 | 1,20E+04 |
| Termotolerante coli | 1 | 430000 | | 4 | 534 | 1 | 430000 | 25635 | | | |
| Total coliform | 10 | 2,00E+05 | | 4 | | | | | 4 | 10 | 2,00E+05 |
| Fækale coliforme | 55 | 9,00E+04 | | 4 | | | | | 39 | 55 | 9,00E+04 |
| Fækale streptokokker | 99 | 6,00E+04 | | 4 | | | | | 2 | 99 | 6,00E+04 |

*Eriksson et al. (2005) har identificeret studier, som angiver en gennemsnitlig koncentration uden at beskrive antallet af analyserede prøver. Pågældende studier er talt som en prøve og angivet med *.

- NA – Ikke vurderet
- ND – Ikke detekteret
- QL – Kvantifikationsgrænse
- DL - Detektionsgrænse

Bilag 4

FYSISK/KEMISKE DATA OG RESULTATER AF RISIKOVURDERING

| Metaller | Maks-koncentrationer | | | | | | | | 90%-fraktiler | | | | | | | |
|--------------|----------------------|-----|--------|-----|--------------|-----|--------|-----|-------------------|-----|--------|-----|--------------|-----|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 26 | 22 | 1 | 3 | 12 | 4 | 1 | 7 | 10 | 8 | 0 | 2 | 2 | 1 | 0 | 1 |
| Ingen risiko | 6 | 4 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 | 3 | 3 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 3 |

| Metaller | Maks-koncentrationer µg/l | | | | | | 90%-fraktiler | | | | | | Kvalitetskrav µg/l | | |
|--------------------------|---------------------------|--------------|------------|--------------|--------------|-------------|-------------------|--------------|-------------|--------------|--------------|-------------|--------------------|--------------------|---------|
| | Befæstede arealer | | | Hustage | | | Befæstede arealer | | | Hustage | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand |
| | Risiko | Datakvalitet | Maks-konc. | Risiko | Datakvalitet | Maks. Konk. | Risiko | Datakvalitet | 90%-fraktil | Risiko | Datakvalitet | 90%-fraktil | | | |
| Aluminium (Al) | Risiko | Høj | 52143 | Risiko | Middel | 71300 | | Høj | | Ingen risiko | Middel | 60 | 100 | | |
| Aluminim (Al) filtreret | | | | Risiko | Lav | 20 | | | | Risiko | Lav | 21 | | 4,3 | 0,11 |
| Aluminium (Al) opløst | Risiko | Lav | 571 | | | | Risiko | Lav | 249 | | | | | 4,3 | 0,11 |
| Antimon (Sb) | Risiko | Høj | 23 | | | | | | | | | | 2 | | |
| Antimon (Sb) opløst | Ingen krav | Lav | 3,5 | | | | Ingen krav | Lav | 3,4 | | | | | | |
| Arsen (As) | Risiko | Høj | 340 | Risiko | Høj | 19 | | | | | Høj | | 5 | | |
| Arsen (As) opløst | Ingen krav | Høj | 14 | | | | Ingen krav | Høj | 4,4 | | | | | | |
| Barium (Ba) | Ingen risiko | Høj | 120 | | | | | | | | | | 700 | | |
| Barium (Ba) opløst | Risiko | Lav | 250 | | | | Risiko | Lav | 214 | | | | | 9,3 | 5,8 |
| Beryllium (Be) | Risiko | Middel | 49 | Risiko | Lav | 52 | | | | | Lav | | 10 | | |
| Beryllium (Be) opløst | Ingen krav | Lav | 12,5 | | | | Ingen krav | Lav | 18 | | | | | | |
| Bismuth (Bi) | Ingen krav | Lav | 0,1 | | | | | | | | | | | | |
| Bly (Pb) | Risiko | Høj | 6400 | Risiko | Lav | 2764 | Risiko | Høj | 54 | Ingen risiko | Lav | 0,68 | 5 | | |
| Bly (Pb) opløst | Risiko | Høj | 38 | | | | Risiko | Høj | 6,7 | | | | | 0,34 | 0,34 |
| Bly (Pb) suspenderet | Ingen krav | Lav | 120 | | | | Ingen krav | Lav | 74 | | | | | | |
| Bor (B) | Ingen risiko | Lav | 70 | | | | | | | | | | 1000 | 94 | 94 |
| Cadmium (Cd) | Risiko | Høj | 2000 | Risiko | Høj | 32 | Risiko | Høj | 3,8 | Ingen risiko | Høj | 0,03 | 2 | 0,08 | 0,2 |
| Cadmium (Cd) opløst | Ingen krav | Høj | 6,35 | | | | Ingen krav | Høj | 1 | | | | | | |
| Cadmium (Cd) suspenderet | Ingen krav | Lav | 8,9 | | | | Ingen krav | Lav | 2 | | | | | | |
| Calcium (Ca) | Ingen risiko | Høj | 480000 | | | | | | | | | | 1500000 | | |
| Jern (Fe) | Risiko | Høj | 81290 | Risiko | Lav | 2424 | | | | | | | 100 | | |
| Kalium (K) | Ingen risiko | Høj | 7200 | Risiko | Lav | 13700 | | | | | | | 10000 | | |
| Kobber (Cu) | Risiko | Høj | 6800 | Risiko | Høj | 4500 | Ingen risiko | Høj | 41 | Ingen risiko | Høj | 19 | 100 | | |
| Kobber (Cu) opløst | Risiko | Høj | 3540 | | | | Risiko | Høj | 58 | | | | | 1 | 1 |
| Kobber (Cu) suspenderet | Ingen krav | Lav | 103 | | | | Ingen krav | Lav | 96 | | | | | | |
| Kobolt (Co) | Risiko | Høj | 6,7 | | | | | | | | | | 5 | | |
| Krom (Cr) opløst | Risiko | Høj | 22,5 | | | | Risiko | Høj | 6,6 | | | | | 3,4 | 3,4 |
| Krom (Cr) suspenderet | Ingen krav | Lav | 138 | | | | Ingen krav | Lav | 75 | | | | | | |
| Krom (Cr) VI/III | Risiko | Høj | 4200 | Risiko | Lav | 510 | Ingen risiko | Høj | 20 | Ingen risiko | Lav | 0,92 | 20 | | |
| Kviksøvl (Hg) | Risiko | Høj | 24 | | | | | | | | | | 1 | 0,05 | 0,05 |
| Magnesium (Mg) | Ingen risiko | Høj | 39600 | Ingen risiko | Lav | 10700 | | | | | | | 50000 | | |
| Mangan (Mn) | Risiko | Høj | 2924 | | | | | | | | | | 20 | 150 | 150 |
| Molybdæn (Mo) | Risiko | Lav | 20 | | | | | | | | | | 20 | 67 | 6,7 |
| Natrium (Na) | Risiko | Høj | 67000000 | Ingen risiko | Lav | 12900 | | | | | | | 175000 | | |
| Nikkel (Ni) | Risiko | Høj | 580 | Risiko | Lav | 70 | Ingen risiko | Høj | 19 | Ingen risiko | Lav | 1,7 | 20 | | |
| Nikkel (Ni) opløst | Risiko | Høj | 27 | | | | Risiko | Høj | 9 | | | | | 2,3 | 0,23 |
| Selen (Se) | Risiko | Høj | 77 | | | | | | | | | | 10 | | |
| Sillicium (Si) | Ingen krav | Lav | 5100 | | | | | | | | | | | | |
| Strontium (Sr) | Ingen risiko | Lav | 230 | | | | | | | | | | 10000 | 210 | 210 |
| Sølv (Ag) | Risiko | Høj | 82 | | | | | | | | | | 10 | 0,017 | 0,2 |
| Thallium (Tl) | Risiko | Høj | 14 | | | | | | | | | | 1 | 0,48 | 0,048 |
| Thorium (Th) | Ingen krav | Lav | 0,9 | | | | | | | | | | | | |
| Tungsten (W) | Ingen krav | Lav | 1,7 | | | | | | | | | | | | |
| Urainium (U) | Ingen krav | Lav | 0,4 | | | | | | | | | | | | |
| Vanadium (V) | Ingen krav | Høj | 29 | | | | | | | | | | | | |
| Zink (Zn) | Risiko | Høj | 25500 | Risiko | Høj | 49942 | Risiko | Høj | 284 | Risiko | Høj | 633 | 100 | | |
| Zink (Zn) opløst | Risiko | Høj | 493 | | | | Risiko | Høj | 114 | | | | | 7,8 | 7,8 |

| PAH'er | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 20 | 16 | 1 | 3 | 13 | 1 | 6 | 6 |
| Ingen risiko | 6 | 5 | 0 | 1 | 6 | 0 | 6 | 0 |

| PAH'er | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------------------|--------------|------------|--------------|------------|---------------|--------------|--------------|--------------|------------|---------------|--------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| 1-Methylnaphthalen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Ingen data |
| 2-Methylantracen | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| 2-Methylnaphthalen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Mellem | Ingen data |
| 9,10-Dimethylantracen | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Mellem | Ingen data |
| Acenaphthren | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Høj | Ingen data |
| Acenaphthylen | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Høj | Ingen data |
| Anthracen | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Mellem | Lav |
| 2-Chlornaphthalen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Mellem | Ingen data |
| Benzo(a)anthracen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Lav | Ingen data |
| Benzo(a)pyren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Lav | Lav |
| Benzo(b)fluoranthren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Benzo(b)fluoren | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Benzo(b,j,k)fluoranthren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Lav | Ingen data |
| Benzo(e)pyren | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Lav | Ingen data |
| Benzo(g,h,i)perylen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Benzo(k)fluoranthren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Chrysen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Chrysen/Triphenylen | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Lav | lav | Lav |
| Dibenzo(a,c)anthracen | | | | | | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | Ingen krav | Lav | Lav | Lav |
| Dibenzo(a,h)anthracen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Fluoranthren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| Fluoren | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Lav | Høj | Ingen data |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Ingen data |
| Naphthalen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Mellem |
| Perylen | Risiko | Middel | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Lav | Ingen data |
| Phenanthren | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Høj | Høj |
| Pyren | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Mellem |

| PAH'er | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|-------------------------|-----------------------------|--------|-------|--------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|-----------------------------|---------------------|----------------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | | | | | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| 1-Methylnaphthalen | 9 | Høj | | | | 0,12 | 0,12 | 230 | HSDB | 3,72 | EPI SUITE | <60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 2-Methylantracen | 1,2 | Lav | | | | | | | | 4,89 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 2-Methylnaphthalen | 0,95 | Høj | | | | 0,12 | 0,12 | 4400 | HSDB | 3,72 | EPI SUITE | > 60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 9,10-Dimethylantracen | 1,2 | Lav | | | | | | 30000 | HSDB | 5,44 | EPI SUITE | > 60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Acenaphthren | 0,97 | Høj | 0,46 | Middel | | 3,8 | 0,38 | 3230 | HSDB | 4,25 | EPI SUITE | 10,0 - 60,0 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Acenaphthylen | 0,96 | Høj | 0,92 | Middel | | 1,3 | 0,13 | 950 | HSDB | 3,94 | EPI SUITE | <60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Anthracen | 10 | Høj | 1,7 | Middel | | 0,1 | 0,1 | 8600 | HSDB | 4,35 | EPI SUITE | 50 - 134 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | > 180 dage | HSDB |
| 2-Chlornaphthalen | 0,97 | Høj | | | | 2,7 | 0,54 | 3000 | HSDB | 3,81 | EPI SUITE | >60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzo(a)anthracen | 73 | Høj | 16 | Middel | | 0,012 | 0,0012 | 545 | HSDB | 5,52 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzo(a)pyren | 120 | Høj | 300 | Middel | 0,01 | 0,05 | 0,05 | 930 | HSDB | 6,13 | EPI SUITE | 54 - 830 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | 72 - 2117 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Benzo(b)fluoranthen | 160 | Høj | 260 | Middel | 0,1 | 0,03 | 0,03 | 1819701 | HSDB | 5,78 | EPI SUITE | 87 - 610 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | 2190 - 5860 dage | Scholes et al. 2008b |
| Benzo(b)fluoren | 1,1 | Lav | | | | | | | | 5,19 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzo(b,j,k)fluoranthen | 0,49 | Høj | | | 0,1 | 0,03 | 0,03 | 50000 | HSDB | 6,11 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzo(e)pyren | 0,6 | Lav | 0,35 | Lav | | | | 76000 | HSDB | 6,44 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzo(g,h,i)perylene | 1,811 | Høj | 1,3 | Lav | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 96000 | HSDB | 6,63 | EPI SUITE | 173 - 865 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | 590 - 2600 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Benzo(k)fluoranthen | 61 | Høj | 43 | Lav | 0,1 | 0,03 | 0,03 | 790000 | HSDB | 6,11 | EPI SUITE | 65-1400 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | 1140 - 8560 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Chrysen | 10 | Høj | 1,9 | Middel | | 0,014 | 0,0014 | 31000 | HSDB | 5,52 | EPI SUITE | 730 - 1000 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB/EPI SUITE |
| Chrysen/Triphenylen | 2,271 | Høj | | | | | | | | 5,49 | EPI SUITE | > 180 dage | EPI SUITE | > 180 dage | EPI SUITE |
| Dibenzo(a,c)anthracen | | | 9,3 | Lav | | | | | | 6,7 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Dibenzo(a,h)anthracen | 0,6 | Høj | 1,2 | Lav | | 0,0014 | 0,00014 | 570000 | HSDB | 6,39 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Fluoranthen | 110 | Høj | 45 | Høj | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 29500 | HSDB | 4,93 | EPI SUITE | 16 dage - 7,8 år | HSDB | 560 - 5475 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Fluoren | 1 | Høj | 0,04 | Middel | | 2,3 | 0,23 | | | 4,02 | EPI SUITE | 2 - 64 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | Ingen data | HSDB |
| Indeno(1,2,3-cd)pyren | 0,983 | Høj | 1080 | Middel | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 110000 | HSDB | 6,7 | EPI SUITE | 58 - 790 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | Ingen data | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Naphthalen | 72 | Høj | 0,085 | Middel | 2 | 2,4 | 1,2 | 44 | HSDB | 3,17 | EPI SUITE | 2 - 18 dage | HSDB | 96 dage | Scholes et al. 2008b |
| Perylen | 0,8 | Middel | 0,1 | Lav | | | | 35000 | HSDB | 6,11 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Phenanthren | 1420 | Høj | 8,4 | Middel | | 1,3 | 1,3 | 25300 | HSDB | 4,35 | EPI SUITE | 2,5 - 26 dage | HSDB | 5,3 -18,2 | HSDB |
| Pyren | 120 | Høj | 0,206 | Middel | | 0,0046 | 0,0017 | 65300 | HSDB | 4,93 | EPI SUITE | 3,1 - 8,5 år | HSDB | 64 dage | HSDB |

| PCB'er | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 5 | 0 | 0 | 5 | 2 | 0 | 2 | 0 |
| Ingen risiko | 3 | 0 | 0 | 3 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| PCB'er | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|----------|-------------------|---------------|--------------|--------------|---------|---------|---------------|--------------|------------|---------|---------------|------------|------------|-------------|---------|
| | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Parameter | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | Aerob | Anaerob |
| PCB-52 | | | | | | | Risiko | Middel | Ingen krav | Risiko | Risiko | | Ingen krav | Lav | Lav |
| PCB-101 | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav |
| PCB-180 | | | | | | | Risiko | Middel | Ingen krav | Risiko | Risiko | | Ingen krav | Lav | Lav |
| PCB-1016 | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav |
| PCB-1221 | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav |
| PCB-1232 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Mellem |
| PCB-1242 | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav |
| PCB-1248 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Høj |
| PCB-1254 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Mellem |
| PCB-1260 | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav |

| PCB'er | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|-----------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|-------------------------------|---------------------|----------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| PCB-52 | | | 2,411 | Middel | | | | | | 6,34 | EPI SUITE | 10 år | Sinkkonen & Paasivirta (2000) | > 180 dage | EPI SUITE |
| PCB-101 | 0,039 | Lav | | | | | | | | 6,98 | EPI SUITE | 10 år | Sinkkonen & Paasivirta (2000) | > 180 dage | EPI SUITE |
| PCB-180 | | | 0,269 | Middel | | | | | | 8,27 | EPI SUITE | 38 år | Sinkkonen & Paasivirta (2000) | > 180 dage | EPI SUITE |
| PCB-1016 | 0,039 | Lav | | | | | | 52100 | HSDB | 5,69 | EPISUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| PCB-1221 | 0,043 | Lav | | | | | | | | 4,4 | EPI SUITE | 276 dage | HSDB | > 180 dage | EPI SUITE |
| PCB-1232 | 0,043 | Lav | | | | | | 8400 | HSDB | 4,4 | EPI SUITE | > 60 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB/EPI SUITE |
| PCB-1242 | 0,052 | Lav | | | | | | 78000 | HSDB | 6,34 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB/EPI SUITE |
| PCB-1248 | 0,052 | Lav | | | | | | 77000 | HSDB | 6,34 | EPI SUITE | 8 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| PCB-1254 | 0,043 | Lav | | | | | | 39810,71706 | HSDB | 6,98 | EPI SUITE | 152 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| PCB-1260 | 0,03 | Lav | | | | | | 63095,73445 | HSDB | 8,27 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |

| Pesticider | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 36 | 3 | 21 | 12 | 19 | 10 | 0 | 9 |
| Ingen risiko | 39 | 2 | 13 | 24 | 28 | 2 | 0 | 26 |
| | | | | | | | | |

| Pesticider | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|--------------|------------|---------------|--------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| 2,4-D | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Mellem |
| 2,4-DP (Dichlorprop) | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| AMPA | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Lav |
| 2,6-Dichlorbenzamid | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Lav |
| Acrolein | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Lav |
| Alachlor | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | Opfyldt | Høj | Lav | Mellem |
| Aldrin | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Høj | Høj |
| Aminotrizol | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Lav |
| Atrazin | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Mellem | Lav |
| Azoxystrobin | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Mellem |
| BHC a- | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Mellem | Lav |
| BHC b- | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| BHC d- | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| BHC g- (Lindan) | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Lav | Høj |
| Bromophos | | | | | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Lav | Mellem | Ingen data |
| Bromoxylin | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Chlordan | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Datamangel | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Lav | Ingen data |
| Chlorfenvinfos | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Mellem | Mellem |
| Chloridazon | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Chlorpyrifos | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Høj | Høj |
| Chlorpyrifos-methyl | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Høj | Høj |
| DDD (o,p') | | | | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Mellem |
| DDD (p,p') | | | | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Mellem |
| DDE (p,p') | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Lav |
| DDE (o,p') | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Lav | Lav | lav |
| DDD | Risiko | Middel | Risiko | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| DDT (o,p'-) | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Høj |
| DDT (p,p'-) | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Lav | Høj |
| Desisopropylatrazin | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Høj | Mellem | Lav |
| Desethylatrazin | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Desethylterbuthylazin | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Dibutyltin | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Ingen data | Ingen data |
| Devrinol | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Diazinon | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Dichlobenil | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Lav |
| Dieldrin | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Mellem | Lav | Lav |
| Diflufenican | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Mellem | Ingen data | Lav |
| Dimethoat | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Ingen data |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------------|--------------|--------|--------------|--------------|--------------|--------------|-----|--------------|--------------|--------------|--------------|--------------|--------|------------|------------|
| Diuron | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | LAV | Lav |
| 2-Methyl-4,6-dinitrophenol (DNOC) | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| Edifenphos (EDDP) | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Endosulfan a- | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Høj | Mellem |
| Endosulfan b- | Risiko | Middel | Risiko | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Endrin | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Lav | Ingen data |
| Epoxiconazol | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Mellem | Ingen data |
| Ethofumesat | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Mellem | Lav |
| Ethylparathion | Ingen risiko | Middel | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Fenitrothion | | | | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Høj | Lav | Høj |
| Fenpropimorph | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Lav | Høj | Lav |
| Fenthion (MPP) | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Fenvalerat | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Høj |
| Flutolanil | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Lav | Lav |
| Fthalide | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Glyphosat | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| HCB (Hexachlorbenzen) | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | lav | Lav |
| Heptachlor | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Høj |
| Heptachlorepoxid | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Høj | Mellem |
| Iprodion | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| Isophoron | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Ingen data |
| Isoprothiolan | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Ingen data |
| Isoproturon | Ingen risiko | Høj | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| Kresoxim-methyl | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Høj | Høj |
| Lenacil | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Mellem | Høj |
| Malathion | | | | | | Ingen risiko | Høj | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| MCPA | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| MCPP (Mecoprop) | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Metalaxyl | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | Opfyldt | Høj | Høj | Ingen data |
| Metamitron | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Metazachlor | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Datamangel | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Ingen data |
| Methabenzthiazuron | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Høj | Mellem | Lav |
| Methoxychlor | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Lav | Høj |
| Metobromuron | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Mellem |
| Metribuzin | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Lav |
| Mirex | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Monobutyltin | Risiko | Lav | Risiko | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Pendimethalin | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Lav | Mellem | Ingen data |
| Propachlor | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Mellem |
| Propazin | | | | | | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | Ikke opfyldt | Mellem | Mellem | Ingen data |
| Propiconazol | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Mellem | Mellem | Lav |
| Propyzamid | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Prosulfocarb | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Ingen data |
| Pyroquilon | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Lav |
| Simazin | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Mellem | Mellem |
| Terbuthylazin | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Mellem | Lav |
| Tributyltin | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Thiobencarb | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Ingen data | Ingen data |

| Pesticider | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|-----------------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|----------------------------|-------------|----------------------------|-------------------|---|---------------------|--|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| 2,4-D | 276 | Middel | 0,01 | Lav | 0,1 | | | 56 | Pesticiddatabasen | 2,62 | EPI SUITE | 7 dage | HSDB | 69 - 135 dage | HSDB |
| 2,4-DP (Dichlorprop) | 4,64 | Middel | 0,019 | Lav | 0,1 | 34 | 3,4 | 62 | Pesticiddatabasen | 3,03 | EPI SUITE | < 60 dage | HSDB | 196-1286 dage | HSDB |
| AMPA | 0,731 | Lav | | | 0,1 | | | 3640 | Pesticiddatabasen | | EPI SUITE | 25 - 240 dage | Pesticiddatabasen | 250 dage | Pesticiddatabasen |
| 2,6-Dichlorbenzamid | 0,35 | Lav | | | 0,1 | 78 | 7,8 | 30 | Pesticiddatabasen | 0,9 | EPI SUITE | 1232 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Acrolein | 240 | Middel | | | 0,1 | 0,1 | 0,01 | 0,635014814 | | 0,19 | EPI SUITE | 7,5 - 10,2 timer | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Alachlor | | | 0,019 | Lav | 0,1 | 0,3 | 0,3 | 400 | HSDB | 3,37 | EPI SUITE | 7 - 808 dage | Scholes et al. 2008b. US EPA, 2012 | 5 - 144 dage | Pothuluri et al. 1990, Scholes et al. 2008b. |
| Aldrin | 0,19 | Høj | 1,97 | Høj | 0,03 | 0,01 | 0,005 | 13800 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 6,75 | EPI SUITE | 20 - 110 dage | Scholes et al. 2008b | 2500 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Aminotrizol | 0,528 | Lav | | | 0,1 | | | 11,6 | HSDB | | EPI SUITE | 57-74 dage | HSDB | Ingen data | Pesticiddatabasen |
| Atrazin | 10,5 | Middel | 3,46 | Høj | 0,1 | 0,6 | 0,6 | 39 | Pesticiddatabasen | 2,82 | EPI SUITE | 28 - 231 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 240 - 20326 dage | HSDB |
| Azoxystrobin | 1,9 | Middel | | | 0,1 | | | 207 | HSDB | 1,58 | EPI SUITE | 116 - 353 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| BHC a- | 0,1 | Middel | 1,69 | Høj | 0,1 | 0,01 | | 1995 | HSDB | 4,26 | EPI SUITE | 63 - 90 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| BHC b- | 0,1 | Lav | | | 0,1 | 0,01 | | 12589,25412 | HSDB | 4,26 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| BHC d- | 0,1 | Lav | | | 0,1 | 0,01 | | 26300 | HSDB | 4,26 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| BHC g- (Lindan) | 0,9 | Høj | 0,84 | Høj | 0,1 | 0,01 | | 1270 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 4,26 | EPI SUITE | 980 dage | Pesticiddatabasen Orbicon, HSDB, Scholes et al. 2008b | 0,3 - 31 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Bromophos | | | 4,911 | Lav | 0,1 | | | 16000 | HSDB | 5,11 | EPI SUITE | 88,5 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Bromoxylin | 0,008 | Lav | 0,008 | Lav | 0,1 | | | 108 | Pesticiddatabasen | 3,55 | EPI SUITE | 0,68 - 7 dage | Pesticiddatabasen | 500 dage | Pesticiddatabasen |
| Chlordan | 10 | Middel | 2,2 | Lav | 0,1 | | | 2700 | HSDB | 6,26 | EPI SUITE | 0,4 to 3,3 år | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Chlorfenvinfos | 0,001 | Lav | 0,18 | Høj | 0,1 | 0,1 | 0,1 | 295 | HSDB | 3,81 | EPI SUITE | 4 - 161 dage | Scholes et al. 2008b | 15 - 135,5 dage | Scholes et al. 2008b |
| Chloridazon | 34 | Middel | 0,06 | Lav | 0,1 | | | 33 | Pesticiddatabasen | 1,14 | EPI SUITE | 59,6 dage | HSDB | 307-607 dage | HSDB |
| Chlorpyrifos | 1 | Middel | | | 0,1 | 0,03 | 0,03 | 995 | HSDB | 5,11 | EPI SUITE | 1,2 - 34 dage | Scholes et al. 2008b | 59 dage | HSDB |
| Chlorpyrifos-methyl | 0,00111 | Lav | | | 0,1 | | | 7900 | HSDB | 4,13 | EPI SUITE | 6,0 - 11 dage | HSDB | 8 dage | HSDB |
| DDD (o,p') | | | 4,61 | Høj | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 124200 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 5,87 | EPI SUITE | 548 - 8030 dage | Scholes et al. 2008b | 31 - 160 dage | Scholes et al. 2008b |
| DDD (p,p') | | | 4,61 | Høj | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 167600 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 5,87 | EPI SUITE | 548 - 8030 dage | Scholes et al. 2008b | 31 - 160 dage | Scholes et al. 2008b |
| DDE (p,p') | | | 5,15 | Lav | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 38905 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 6 | EPI SUITE | 563 - 5800 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | > 180 dage | HSDB |
| DDE (o,p') | | | 7,47 | Lav | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 26300 | HSDB | 6 | EPI SUITE | 563 - 5800 dage | Scholes et al. 2008b | >180 dage | HSDB |
| DDD | <0,2 | Middel | | | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 130600 | HSDB | 6,02 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| DDT (o,p'-) | 0,00032 | Middel | 0,75 | Lav | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 781000 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 6,79 | EPI SUITE | 986 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 7 timer | HSDB |
| DDT (p,p'-) | 0,35 | Lav | 8,46 | Lav | 0,1 | 0,002 | 0,002 | 204173,7945 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 6,79 | EPI SUITE | 730 - 10950 dage | Scholes et al. 2008b | 7 timer | HSDB |
| Desisopropylatrazin | 0,015 | Lav | 0,029 | Lav | 0,1 | | | 24 | HSDB | 1,36 | EPI SUITE | 120 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 10000 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Desethylatrazin | | | 0,037 | Lav | 0,1 | | | 62 | HSDB | 1,78 | EPI SUITE | 4,6 - 170 dage | HSDB | 10000 dage | HSDB, Pesticiddatabasen Orbicon |
| Desethylterbuthylazin | 0,237 | Lav | 0,237 | Lav | 0,1 | | | 78 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 2,301029996 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 70,5 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 10000 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Dibutyltin | 0,093 | Lav | | | 0,1 | | | | | 0,57 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Devrinol | 0,1 | Lav | | | 0,1 | | | | | 3,33 | EPISUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Diazinon | 2,4 | Lav | | | 0,1 | | | 191 | HSDB | 3,86 | EPI SUITE | 9,1 - 10,4 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 20 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Dichlobenil | 0,28 | Lav | | | 0,1 | | | 49 | Pesticiddatabasen | 2,83 | EPI SUITE | 86,5 dage | HSDB | 1022 dag | HSDB, Pesticiddatabasen |
| Dieldrin | 0,1 | Middel | 0,015 | Lav | 0,03 | 0,01 | 0,005 | 1957 | HSDB | 5,45 | EPI SUITE | 870 - 7300 dage | Scholes et al. 2008b | >180 dage | HSDB |
| Diflufenican | 0,057 | Lav | 0,057 | Lav | 0,1 | | | | | 3,53 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Dimethoat | 0,004 | Lav | 0,004 | Lav | 0,1 | | | 5,2 | Pesticiddatabasen | 0,72 | EPI SUITE | 7,2 dage | Pesticiddatabasen | 6,0 - 22 dage | Pesticiddatabasen |
| Diuron | 238,4 | Høj | | | 0,1 | 0,2 | 0,2 | 224 | HSDB | 2,68 | EPI SUITE | 70 - 372 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 17 - 995 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| 2-Methyl-4,6-dinitrophenol (DNOC) | 1,16 | Lav | 1,053 | Lav | 0,1 | | | 20 | Pesticiddatabasen | 2,27 | EPI SUITE | 7 dage | HSDB | 2,8 dage | HSDB |
| Edifenphos (EDDP) | 0,0444 | Lav | | | 0,1 | | | | | 3,61 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Endosulfan a- | 3,667 | Middel | 3,667 | Lav | 0,1 | 0,005 | 0,0005 | 32000 | HSDB | 3,5 | EPI SUITE | 8,0 - 60 dage | Scholes et al. 2008b | 8 - 150 dage | Scholes et al. 2008b |
| Endosulfan b- | <0,2 | Middel | | | 0,1 | 0,005 | 0,0005 | | | 3,5 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Endrin | 0,05 | Middel | | | 0,1 | 0,005 | 0,005 | 11400 | HSDB | 5,45 | EPI SUITE | 1460 - 5110 dage | Scholes et al. 2008b | Ingen data | HSDB |
| Epoxiconazol | 19,3 | Middel | | | 0,1 | | | | | 3,47 | EPI SUITE | 78 - 184 dage | Buerge et al. 2006 | Ingen data | HSDB |
| Ethofumesat | 266 | Middel | 0,088 | Lav | 0,1 | | | 55 | HSDB | 2,89 | EPI SUITE | 83 - 253 dage | HSDB | 759 dage | European Chemicals Bureau, 2000 |
| Ethylparathion | 3,3 | Middel | | | 0,1 | | | 314 | HSDB | 3,73 | EPI SUITE | <7 - 10 dage | HSDB | 48 dage | HSDB |
| Fenitrothion | | | 0,63 | Høj | 0,1 | | | 254 | HSDB | 3,3 | EPI SUITE | 13 - 1608 dage | HSDB | 3,9 - 10,9 dage | HSDB |
| Fenpropimorph | 16,8 | Middel | 0,021 | Lav | 0,1 | | | 5775 | Pesticiddatabasen | 5,5 | EPI SUITE | 9,5 - 123 dage | Pesticiddatabasen | 2500 dage | Pesticiddatabasen |
| Fenthion (MPP) | 0,00725 | Lav | | | 0,1 | | | | | 4,08 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Fenvalerat | 0,2 | Middel | | | 0,1 | | | 5300 | HSDB | 6,76 | EPI SUITE | 8,8 - 77 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 13 dage | HSDB |
| Flutolanil | 5,3 | Middel | | | 0,1 | | | | | 4,65 | EPI SUITE | 336 dage | Suzuki og Otani, 2004 | 361 dage | Suzuki og Otani, 2004 |
| Fthalide | 0,0146 | Lav | | | 0,1 | | | | | 3,29 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Glyphosat | 1,922 | Lav | | | 0,1 | | | 2600 | HSDB | | EPI SUITE | 1,85 - 175 dage | HSDB, pesticiddatabasen | 8,1 dage | HSDB |
| HCB (Hexachlorbenzen) | 0,0985 | Lav | | | 0,1 | 0,01 | 0,01 | 316227,766 | HSDB | 5,86 | EPI SUITE | 41 - 4161 dage | Scholes et al. 2008b | 21 - 3869 dage | Scholes et al. 2008b |
| Heptachlor | 0,1 | Middel | | | 0,03 | | | 13000 | HSDB | 5,86 | EPI SUITE | <60 dage | HSDB | <60 dage | HSDB |
| Heptachlorepoxid | 0,1 | Middel | 19,97 | Lav | 0,03 | | | 7800 | HSDB | 4,56 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | >60 dage | HSDB |
| Iprodion | 5,59 | Lav | 5,59 | Lav | 0,1 | | | 312,5 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 2,85 | EPI SUITE | 26 - 84 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 10,5 dage | Pesticiddatabasen , Orbicon |
| Isophoron | 10 | Lav | | | 0,1 | | | 200 | HSDB | 1,7 | EPI SUITE | 319 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Isoprothiolan | 1,272 | Middel | | | 0,1 | | | | | 2,79 | EPISUITE | 180 dage | Suzuki et al. 1998 | Ingen data | HSDB |
| Isoproturon | 115 | Høj | 0,071 | Lav | 0,1 | 0,3 | 0,3 | 125 | Pesticiddatabasen | 2,84 | EPI SUITE | 6,5 - 30 dage | Walker et al. 2001, Scholes et al. 2008b | 4 - 39,7 dage | Sanco 2003 |
| Kresoxim-methyl | 0,3 | Middel | | | 0,1 | | | 1700 | HSDB | 3,4 | EPI SUITE | <1 dage | HSDB | 1,1 dage | HSDB |

| | | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------|--------|--------|-------|-----|-----|--------|--------|----------|----------------------------|------|-----------|----------------|----------------------------|--------------|----------------------------|
| Lenacil | 0,397 | Lav | 0,397 | Lav | 0,1 | | | 136 | Pesticiddatabasen | 3,09 | EPI SUITE | 82 - 180 dage | Pesticiddatabasen | 10000 dage | Pesticiddatabasen |
| Malathion | | | 1,96 | Høj | 0,1 | | | 30 | HSDB | 2,29 | EPI SUITE | 0,2 dage | HSDB, pesticiddatabasen | 30 dage | HSDB, Pesticiddatabasen |
| MCPA | 0,13 | Lav | 0,031 | Lav | 0,1 | | | 62 | HSDB | 2,52 | EPI SUITE | 6 - 60 dage | HSDB | >180 dage | HSDB, Pesticiddatabasen |
| MCPP (Mecoprop) | 6,15 | Middel | 500 | Lav | 0,1 | 18 | 1,8 | 20 | Pesticiddatabasen | 2,94 | EPI SUITE | 3,0 - 20 dage | Pesticiddatabasen | 541 dage | Pesticiddatabasen |
| Metalaxyl | | | 0,005 | Lav | 0,1 | | | 30 | HSDB | 1,7 | EPI SUITE | 14 - 28 dage | Bailey og Coffey, 1985 | Ingen data | HSDB |
| Metamitron | 846 | Middel | 0,017 | Lav | 0,1 | | | 242 | Pesticiddatabasen | 1,44 | EPI SUITE | 2,3 - 51 dage | Pesticiddatabasen | 500 dage | Pesticiddatabasen |
| Metazachlor | 2815 | Middel | 0,03 | Lav | 0,1 | | | | | 1,84 | EPI SUITE | 3 - 9 dage | Sultan 50 SC, 2012 | Ingen data | HSDB |
| Methabenzthiazuron | 0,003 | Lav | 0,003 | Lav | 0,1 | | | 1100 | Pesticiddatabasen | 2,65 | EPI SUITE | 135 dage | Pesticiddatabasen | 10000 dage | Pesticiddatabasen |
| Methoxychlor | 1,21 | Middel | | | 0,1 | | | 93000 | HSDB | 5,67 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | 53 dage | HSDB |
| Metobromuron | 91,2 | Middel | | | 0,1 | | | 470 | HSDB | 2,51 | EPI SUITE | 19 - 67 dage | Marucchini et al. 2002 | 81 dage | HSDB |
| Metribuzin | 32,2 | Middel | | | 0,1 | | | 60 | HSDB | 1,49 | EPI SUITE | 5 - 120 dage | HSDB, Pesticiddatabasen | 439 dage | Pesticiddatabasen |
| Mirex | 0,0002 | Lav | | | 0,1 | | | 24000000 | HSDB | 7,01 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Monobutyltin | 0,12 | Lav | | | 0,1 | | | | | 3,31 | EPISUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Pendimethalin | 0,295 | Lav | 0,295 | Lav | 0,1 | | | 6700 | Pesticiddatabasen | 4,82 | EPI SUITE | 30 - 408 dage | HSDB, Pesticiddatabasen | 2500 dage | HSDB, Pesticiddatabasen |
| Propachlor | 0,01 | Lav | 0,106 | Lav | 0,1 | | | 263 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 2,42 | EPI SUITE | 5 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 146 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Propazin | | | 1,11 | Høj | 0,1 | | | 500 | HSDB | 3,24 | EPI SUITE | 80-100 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Propiconazol | 15,8 | Middel | 0,007 | Lav | 0,1 | | | 1900 | HSDB | 4,13 | EPI SUITE | 17 - 430 dage | HSDB, Pesticiddatabasen | 10000 dage | Pesticiddatabasen |
| Propyzamid | 0,003 | Lav | 0,003 | Lav | 0,1 | | | 204 | Pesticiddatabasen, Orbicon | 3,57 | EPI SUITE | 47 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon | 10000 dage | Pesticiddatabasen, Orbicon |
| Prosulfocarb | 1451 | Middel | | | 0,1 | | | | | 4,23 | EPI SUITE | 35 dage | Syngenta, 2012 | Ingen data | HSDB |
| Pyroquilon | 0,687 | Lav | | | 0,1 | | | | | 1,8 | EPI SUITE | 29,8 - 53 dage | Pandey og Agnihotri, 1995 | > 180 dage | EPI SUITE |
| Simazin | 2,23 | Høj | 0,62 | Høj | 0,1 | 1 | 1 | 3559 | HSDB | 2,4 | EPI SUITE | 30 - 110 dage | Scholes et al. 2008b | 58 - 77 dage | Scholes et al. 2008b |
| Terbuthylazin | 19,5 | Lav | 0,13 | Høj | 0,1 | | | | | 3,27 | EPI SUITE | 88 - 113 dage | HSDB | 2500 dage | Pesticiddatabasen |
| Tributyltin | 0,078 | Lav | | | 0,1 | 0,0002 | 0,0002 | | | 7,35 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Thiobencarb | 0,038 | Middel | | | 0,1 | | | | | 3,9 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |

| Phenoler | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 5 | 0 | 0 | 5 | 6 | 0 | 0 | 6 |
| Ingen risiko | 14 | 2 | 5 | 7 | 5 | 0 | 1 | 4 |

| Phenoler | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|-----------------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------------|------------|--------------|---------------|--------------|------------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Lav | Høj |
| 2,4,6-Trichlorphenol | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| 2,4-Dichlorphenol | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Mellem | Høj |
| 2,4-Dimethylphenol | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Mellem |
| 2,4-Dinitrophenol | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| 2-Chlorphenol | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Mellem |
| 2-Nitrophenol | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | Ikke opfyldt | Opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| Pentachlorphenol | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Høj | Høj |
| Phenol | Ingen risiko | Middel | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| 2,6-Dimethyl-4-nitrophenol | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Datamangel | Datamangel | | Ikke opfyldt | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| 2,6-Dinitro-4-methylphenol | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Datamangel | Datamangel | | Ikke opfyldt | Høj | Ingen data | Ingen data |
| 2-Methoxy-phenol (Guajacol) | | | | | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |
| 3-Methyl-4-nitrophenol | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Datamangel | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Datamangel | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Lav | Ingen data |
| 4-Methyl-2-nitrophenol | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Datamangel | Datamangel | | Ikke opfyldt | Høj | Ingen data | Ingen data |
| Cresol, m,p- | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | Opfyldt | Ingen data | Høj | Høj |
| Cresol, o- | | | | | | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Lav |
| Bisphenol A | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Lav | Lav |
| Nonylphenol | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Høj |
| Nonylphenol og NPE 1-2 EO | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Høj | Ingen data |
| 4-(para)-nonylphenol | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Høj | Lav |
| Para-tert-octylphenol | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Lav | Lav |
| 4-tert-butylphenol | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Høj | Lav |
| 4-n-octylphenol | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Lav | Ingen data | Lav |
| 4-Chlor-3-methyl-phenol | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| 4-Nitrophenol | Ingen risiko | Lav | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ingen risiko | Middel | Risiko | Risiko | Ingen risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Høj | Høj |

| Phenoler | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|-----------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|----------------|---------|---------------------|-----------|--------|-----------|-------------------|----------------------------|---------------------|----------------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade-vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| 2,3,4,6-Tetrachlorphenol | 0,014 | Lav | | | 0,1 | | | 6300 | HSDB | 4,09 | EPI SUITE | 267 dage | HSDB | 16 dage | HSDB |
| 2,4,6-Trichlorphenol | 0,017 | Lav | | | 0,1 | | | 150 | HSDB | 3,45 | EPI SUITE | 5 dage | HSDB | 20 dage | HSDB |
| 2,4-Dichlorphenol | 0,132 | Lav | 0,132 | Lav | 0,1 | | | 708 | HSDB | 2,8 | EPI SUITE | > 60 dage | HSDB | 15,3 dage | HSDB |
| 2,4-Dimethylphenol | 10 | Lav | | | 0,5 | 13,1 | 1,31 | 430 | HSDB | 2,61 | EPI SUITE | 1,5 - 3,5 dage | HSDB | >60 dage | HSDB |
| 2,4-Dinitrophenol | 7,87 | Lav | 35 | Lav | 0,1 | | | 13,5 | HSDB | 1,73 | EPI SUITE | 4,6 - 32,1 dage | HSDB | 2,8 dage | HSDB |
| 2-Chlorphenol | 2 | Lav | | | 0,1 | | | 398 | HSDB | 2,16 | EPI SUITE | 1,7 t - 828 dage. | HSDB | 51 - 110 dage | HSDB |
| 2-Nitrophenol | 9,5 | Lav | 0,22 | Lav | 0,5 | | | 266 | HSDB | 1,91 | EPI SUITE | 14-69 dage | HSDB | <60 dage | HSDB |
| Pentachlorphenol | 115 | Høj | | | 0,01 | 0,4 | | 1000 | HSDB | 4,74 | EPI SUITE | 10 - 48 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 17,5- 80 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Phenol | 10 | Middel | | | 0,5 | 7,7 | 0,77 | 100 | HSDB | 1,51 | EPI SUITE | 2 - 5 dage | HSDB | < 60 dage | HSDB |
| 2,6-Dimethyl-4-nitrophenol | | | 13,7 | Lav | 0,5 | | | | | 3 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 2,6-Dinitro-4-methylphenol | | | 7,8 | Lav | 0,5 | | | 410 | HSDB | 2,27 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 2-Methoxy-phenol (Guajacol) | | | 3,1 | Lav | 0,5 | | | 40 | HSDB | 4,82 | EPI SUITE | 6 dage | HSDB | <60 dage | HSDB |
| 3-Methyl-4-nitrophenol | 2,498 | Lav | 3,4 | Lav | 0,1 | | | | | 2,46 | EPI SUITE | > 180 dage | OECD SIDS 1994 | Ingen data | HSDB |
| 4-Methyl-2-nitrophenol | | | 6,69 | Lav | 0,5 | | | | | 2,46 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Cresol, m,p- | | | 0,3 | Lav | 0,5 | 100 | 10 | | | | | 0,5 - 11,3 dage | HSDB | 15 - 49 dge | HSDB |
| Cresol, o- | | | 1,2 | Lav | 0,5 | 100 | 10 | 21,87 | HSDB | 2,06 | EPI SUITE | 1,6 og 5,1 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Bisphenol A | 2,5 | Lav | | | 0,5 | 0,1 | 0,01 | 796 | HSDB | 3,64 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Nonylphenol | 23 | Høj | | | 20 | 0,3 | 0,3 | 31000 | HSDB | 5,99 | EPI SUITE | 5,0 - 20 dage | Scholes et al. 2008b | 46 - 63 dage | Scholes et al. 2008b |
| Nonylphenol og NPE 1-2 EO | 5,8 | Middel | | | 20 | 0,3 | 0,3 | 1335 | EPI SUITE | 4,48 | EPI SUITE | 6 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 4-(para)-nonylphenol | 0,19 | Middel | | | 20 | 0,3 | 0,3 | 32400 | HSDB | 5,99 | EPI SUITE | 4,5 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Para-tert-octylphenol | 0,262 | Middel | | | 20 | 0,1 | 0,01 | | | 5,28 | EPISUITE | > 180 dage | Ying et al. 2003 | > 180 dage | HSDB |
| 4-tert-butylphenol | 0,203 | Middel | | | 0,5 | | | | | 3,42 | EPI SUITE | < 60 dage | OECD SIDS 2000 | > 180 dage | Shibata og Katyama, 2007 |
| 4-n-octylphenol | 0,021 | Lav | | | 20 | | | | | 5,5 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | > 180 dage | Shibata og Katyama, 2007 |
| 4-Chlor-3-methyl-phenol | 1,5 | Lav | | | 0,5 | 9 | 0,9 | 490 | HSDB | 2,7 | EPI SUITE | 1,4 - 4,2 dage | HSDB | 4 dage | HSDB |
| 4-Nitrophenol | 19 | Lav | 25,2 | Middel | 0,1 | | | 50,11872336 | HSDB | 1,91 | EPI SUITE | 0,7 - 1,2 dage | HSDB | 14 dage | HSDB |

| Ætere | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 3 | 1 | 0 | 2 | 2 | 0 | 0 | 2 |
| Ingen risiko | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Ætere | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------------------|---------------|------------|---------|------------|---------------|--------------|------------|---------|------------|---------------|------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Data-kvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| Bis(chlorethyl)ether | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | Ingen krav | Ingen krav | Høj | Høj | Ingen data |
| Bis(chlorisopropyl)ether | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | Ingen krav | Ingen krav | Høj | Lav | Lav |
| MTBE | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Lav |

| Ætere | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|------|---------------------|------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| Bis(chlorethyl)ether | 56 | Lav | 87 | Lav | | | | 120 | HSDB | 1,56 | EPI SUITE | 30 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Bis(chlorisopropyl)ether | 400 | Lav | 150 | Lav | | | | 47 | HSDB | 2,39 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| MTBE | 37 | Høj | | | 5 | 10 | 10 | 11 | HSDB | 1,43 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | >180 dage | HSDB |

| Dioxiner og furaner | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|---------------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 18 | 12 | 2 | 4 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Ingen risiko | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Dioxiner og furaner | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|---------------------|-------------------|--------------|------------|---------|------------|---------------|--------------|------------|---------|---------|---------------|------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF | Risiko | Middel | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,7,8-PCDD | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 1,2,3,7,8-PCDF | Risiko | Middel | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 2,3,4,7,8-PCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Lav |
| 2,3,4,8-TCDF | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Lav |
| 2,3,7,8-TCDD | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Ingen data |
| 2,3,7,8-TCDF | Risiko | Høj | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Lav |
| OCDD | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Lav | Lav |
| OCDF | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Lav | Lav | Lav |

| Phthalater og adipater | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|-------------------------------|---------------------|-----------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDD | 0,0013 | Høj | | | | | | 780000 | HSDB | 8 | EPI SUITE | 103 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,4,6,7,8-HpCDF | 0,00035 | Høj | | | | | | | | 7,92 | EPI SUITE | 40 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,4,7,8,9-HpCDF | 0,00002 | Høj | | | | | | | | 8,23 | EPI SUITE | 34 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDD | 0,000043 | Høj | | | | | | 420000 | HSDB | 8,21 | EPI SUITE | 20 år | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,4,7,8-HxCDF | 0,000026 | Middel | | | | | | | | 7,92 | EPI SUITE | 6,8 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDD | 0,000086 | Lav | | | | | | 420000 | HSDB | 8,21 | EPI SUITE | 20 år | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,6,7,8-HxCDF | 0,000047 | Høj | | | | | | | | 7,92 | EPI SUITE | 80 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDD | 0,000083 | Høj | | | | | | 420000 | HSDB | 8,21 | EPI SUITE | 20 år | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,7,8,9-HxCDF | 0,00001 | Høj | | | | | | | | 7,58 | EPI SUITE | 57 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,7,8-PCDD | 0,000026 | Høj | | | | | | 82000 | HSDB | 7,56 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,7,8-PCDF | 0,000008 | Middel | | | | | | | | 6,94 | EPI SUITE | 51 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 2,3,4,6,7,8-HxCDF | 0,000049 | Høj | | | | | | | | 7,92 | EPI SUITE | 51 dage | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 2,3,4,7,8-PCDF | 0,000061 | Høj | | | | | | 140000 | HSDB | 6,94 | EPI SUITE | 57 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | > 180 dage | HSDB |
| 2,3,4,8-TCDF | 0,0000023 | Lav | | | | | | 85000 | HSDB | 6,29 | EPI SUITE | 63 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | > 180 dage | HSDB |
| 2,3,7,8-TCDD | 0,0000045 | Høj | | | | | | 24000000 | HSDB | 6,92 | EPI SUITE | 103 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | Ingen data | HSDB |
| 2,3,7,8-TCDF | 0,0000086 | Høj | | | | | | 85000 | HSDB | 6,29 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| OCDD | 0,00042 | Lav | 100 | Lav | | | | | | 9,5 | EPISUITE | 1484 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | > 180 dage | EPI SUITE |
| OCDF | 0,000052 | Lav | | | | | | | | 8,87 | EPISUITE | 29 år | Sinkkonen og Paasivirta, 2000 | > 180 dage | EPI SUITE |

| Kulbrinter | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 7 | 4 | 1 | 2 | 1 | 0 | 0 | 1 |
| Ingen risiko | 13 | 2 | 4 | 7 | 16 | 0 | 0 | 16 |

| Kulbrinter | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|------------|--------------|---------|---------------|--------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| Alkan n-C13 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C14 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C15 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C16 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C17 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C18 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C19 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C20 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C21 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C22 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C23 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C24 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C25 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C26 | | | | | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C27 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C28 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | Ingen krav | Ingen krav | Lav | Høj | Ingen data |
| Alkan n-C29 | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Høj | Ingen data |
| Phytan | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Pristan | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen | Ingen risiko | Middel | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | Ingen krav | | Mellem | Høj | Høj |
| 1,2,4-Trichlorbenzen | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Høj | Mellem |
| 1,2-Dichlorbenzen | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Lav | Høj |
| 1,3,5-Trichlorbenzen | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Lav | Mellem |
| 1,3-Dichlorbenzen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Høj | Lav | Lav |
| 1,4-Dichlorbenzen | Ingen risiko | Middel | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Lav | Ingen data |
| Benzen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Lav |
| Ethylbenzen | Ingen risiko | Høj | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Høj | Lav |
| Pentachlorbenzen | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Lav | Mellem |
| Toluen | Ingen risiko | Høj | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Trimethylbenzen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Lav | Ingen data |
| Xylen | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Lav |

| Kulbrinter | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|----------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|-----------------------------|---------------------|----------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade-vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| Alkan n-C13 | | | 0,28 | Lav | | | | | | 6,73 | EPI SUITE | 8,9 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C14 | | | 0,66 | Lav | | | | | | 7,22 | EPI SUITE | 11 dage | HSDB/EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C15 | | | 3,7 | Lav | | | | 800000 | HSDB | 7,71 | EPI SUITE | 14 dage | HSDB/EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C16 | | | 1,4 | Lav | | | | 208929,6131 | HSDB | 8,2 | EPI SUITE | 22 dage | HSDB/EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C17 | 9,9 | Lav | 1,6 | Lav | | | | | | 8,69 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C18 | 9,7 | Lav | 3,1 | Lav | | | | | | 9,18 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C19 | 12 | Lav | 2,8 | Lav | | | | | | 9,67 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C20 | | | 3,9 | Lav | | | | | | 10,16 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C21 | | | 5 | Lav | | | | | | 10,65 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C22 | | | 8,5 | Lav | | | | | | 11,15 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C23 | | | 8,3 | Lav | | | | | | 11,64 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C24 | | | 5,7 | Lav | | | | | | 12,13 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C25 | | | 3,4 | Lav | | | | | | 12,62 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C26 | | | 1,4 | Lav | | | | | | 13,11 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C27 | 7,9 | Lav | 0,55 | Lav | | | | | | 13,6 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C28 | 4,8 | Lav | 0,25 | Lav | | | | | | 14,09 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Alkan n-C29 | 20,7 | Lav | | | | | | | | 14,58 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Phytan | 7 | | | | | | | | | 9,87 | EPISUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Pristan | 7,2 | | | | | | | | | 9,38 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2,3,4-Tetrachlorbenzen | 0,02 | Middel | | | | | | 3162,27766 | HSDB | 4,57 | EPI SUITE | 34,5 dage | HSDB | 18 dage | HSDB |
| 1,2,4-Trichlorbenzen | 0,02 | Middel | | | 1 | 0,1 | 0,1 | | | 3,93 | EPI SUITE | 2,1 - 150 dage | Scholes et al. 2008b | 110 - 200 dage | Scholes et al. 2008b |
| 1,2-Dichlorbenzen | 0,039 | Middel | | | 1 | | | | | 3,28 | EPI SUITE | > 9 mdr | HSDB | 37 dage | HSDB |
| 1,3,5-Trichlorbenzen | 0,00099 | Lav | | | 1 | 0,1 | 0,1 | | | 3,93 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | 35 dage | HSDB |
| 1,3-Dichlorbenzen | 103 | Høj | 88 | Lav | 1 | | | 300 | HSDB | 3,28 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | 433 dage | HSDB |
| 1,4-Dichlorbenzen | 0,0089 | Middel | | | 1 | | | | | 3,28 | EPI SUITE | > 1 år | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Benzen | 13 | Høj | | | 1 | 10 | 8 | 85 | HSDB | 1,99 | EPI SUITE | 6 dage | HSDB, Scholes et al., 2008b | >180 dage | HSDB |
| Ethylbenzen | 2 | Høj | | | | 20 | 2 | 520 | HSDB | 3,03 | EPI SUITE | 8 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Pentachlorbenzen | 0,0092 | Middel | | | | 0,007 | | 25118,86432 | HSDB | 5,22 | EPI SUITE | 2,1 - 345 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 23 - 200 dage | HSDB |
| Toluen | 9 | Høj | | | | 74 | 7,4 | 34 | HSDB | 2,54 | EPI SUITE | 4 dage | HSDB | 51 dage | HSDB |
| Trimethylbenzen | 15 | Høj | | | 1 | | | 501 | HSDB | 3,63 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Xylen | 15 | Høj | | | | 10 | 1 | 39 | HSDB | | | < 60 dage | HSDB | >180 dage | HSDB |

| Halogenerede alifatiske kulbrinter | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|------------------------------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 12 | 4 | 1 | 7 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ingen risiko | 6 | 1 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Halogenerede alifatiske kulbrinter | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------------------|---------------|--------------|--------------|------------|--------------|---------------|--------------|--------|---------|---------|---------------|---------|-----------|-------------|------------|
| | Befæstet | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| 1,1,1-Trichlorethan | Risiko | Middel | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Lav |
| 1,1,2,2-Tetrachlorethan | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Høj |
| 1,1,2-Trichlorethan | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Lav |
| 1,1-Dichlorethan | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Lav | Ingen data |
| 1,1-Dichlorethen | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Datamangel | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Ingen data |
| 1,2-Dichlorethan | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Mellem |
| 1,2-Dichlorpropan | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Høj | Lav | Ingen data |
| 1,2-Transdichlorethen | Risiko | Lav | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Lav |
| 1,3-Dichlorpropan | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ingen krav | | Høj | Høj | Høj |
| Bromdichlormethan | Ingen risiko | Høj | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Chlordibrommethan | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Mellem | Høj |
| Dichlormethan | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Mellem |
| Tetrachlorethylen (PCE) | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Mellem | Lav |
| Tetrachlormethan | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Tribrommethan (Bromoform) | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Mellem | Høj |
| Trichlorethylen (TCE) | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Lav |
| Trichlorfluormethan | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Høj | Ingen data | Høj |
| Trichlormethan (Chloroform) | Risiko | Høj | Risiko | Risiko | Risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Lav | Høj |

| Halogenerede alifatiske kulbrinter | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|------------------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|----------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|----------------------------|---------------------|----------------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade-vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| 1,1,1-Trichlorethan | 10 | Middel | | | 1 | 21 | 2,1 | 120 | HSDB | 2,68 | EPI SUITE | >97 dage | HSDB | 9 dage - 16 år | HSDB |
| 1,1,2,2-Tetrachlorethan | 3 | Lav | | | 1 | 70 | 7 | 79 | HSDB | 2,19 | EPI SUITE | 184 dage | HSDB | 23 dage | HSDB |
| 1,1,2-Trichlorethan | 3 | Lav | | | 1 | | | 83 | HSDB | 2,01 | EPI SUITE | 6 mdr - 1 år | HSDB | 6 dage - 16 år | HSDB |
| 1,1-Dichlorethan | 3 | Lav | | | | 10 | 10 | 30 | HSDB | 1,76 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,1-Dichlorethen | 4 | Lav | | | 1 | 6,8 | 0,68 | 64 | HSDB | 2,12 | EPI SUITE | 1,25 år | HSDB | 150 - 180 dage | HSDB |
| 1,2-Dichlorethan | 4 | Lav | | | 1 | 10 | 10 | 33 | HSDB | 1,83 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | 63 - 165 dage | Lawrence, 2006 |
| 1,2-Dichlorpropan | 3 | Lav | | | | | | 47 | HSDB | 2,25 | EPI SUITE | 52 - >180 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| 1,2-Transdichlorethen | 3 | Lav | | | 1 | 6,8 | 0,68 | 290 | HSDB | 1,98 | EPI SUITE | > 180 dage | HSDB | 0,14 - 9,9 år | HSDB |
| 1,3-Dichlorpropan | 2 | Lav | | | | | | 290 | HSDB | 2,32 | EPI SUITE | 20 dage | HSDB | < 60 dage | EPI SUITE |
| Bromdichlormethan | 2,8 | Høj | | | 25 | | | 53 | HSDB | 1,61 | EPI SUITE | 28 dage | HSDB | 7 - 28 dage | HSDB |
| Chlordibrommethan | 2 | Lav | | | 25 | | | 84 | HSDB | 1,7 | EPI SUITE | 67 dage | HSDB | <60 dage | HSDB |
| Dichlormethan | 51 | Høj | | | 1 | 20 | 20 | 24 | HSDB | 1,34 | EPI SUITE | 6 timer - 7 dage | HSDB | 11 - 108 dage | HSDB |
| Tetrachlorethylen (PCE) | 42 | Høj | | | 1 | 10 | 10 | 200 | HSDB | 2,97 | EPI SUITE | 31 - 180 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 87 - 3647 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Tetrachlormethan | 2 | Lav | | | | 10 | 10 | 71 | HSDB | 2,44 | EPI SUITE | <60 dage | HSDB | <60 dage | HSDB |
| Tribrommethan (Bromoform) | 1 | Lav | | | 25 | | | | | 1,79 | EPI SUITE | >60 dage | HSDB | 2,5 dage | HSDB |
| Trichlorethylen (TCE) | 7 | Høj | | | 1 | 10 | 10 | 101 | HSDB | 2,47 | EPI SUITE | 31 - 730 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b | 52 - 1205 | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Trichlorfluormethan | 27 | Lav | | | | | | 97 | HSDB | 2,13 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | 28 dage | HSDB |
| Trichlormethan (Chloroform) | 12 | Høj | | | 1 | 2,5 | 2,5 | 153 | HSDB | 1,52 | EPI SUITE | >180 dage | HSDB | | HSDB |

| Phthalater og adipater | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|------------------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ingen risiko | 9 | 5 | 1 | 3 | 1 | 0 | 0 | 1 |

| Phthalater og adipater | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|--------------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------|--------------|---------|---------------|--------------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| Butylbenzylphthalat | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | Ikke opfyldt | Ikke opfyldt | Mellem | Høj | Høj |
| Di(2-ethylhexyl)adipat | Ingen risiko | Middel | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Ingen data |
| Di(2-ethylhexyl)phthalat | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Mellem | Mellem |
| Diethylphthalat | Ingen risiko | Høj | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Dimethylphthalat | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Di-n-butylphthalat (DBP) | Ingen risiko | Høj | Risiko | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ikke opfyldt | | Høj | Høj | Høj |
| Di-n-octylphthalat | Ingen risiko | Høj | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Lav |
| Di-isodecylphthalat | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Lav |
| Di-isononylphthalat | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Lav | Høj | Ingen data |

| Phthalater og adipater | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|--------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|----------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|-----------|---------------------------------------|----------------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade-vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| Butylbenzylphthalat | 130 | Høj | 100 | Lav | 1 | 7,5 | 0,75 | 1600 | HSDB | 4,84 | EPI SUITE | 0,32 - 1,4 dage | HSDB | 7,2 - 12,4 | HSDB |
| Di(2-ethylhexyl)adipat | 1,8 | Middel | | | 1 | 0,7 | 0,07 | 49000 | HSDB | 8,12 | EPI SUITE | 2,7 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Di(2-ethylhexyl)phthalat | 78 | Høj | | | 1 | 1,3 | 1,3 | 510000 | HSDB | 8,39 | EPI SUITE | 3 - 158 dage | HSDB | 21-389 dage | HSDB, Scholes et al. 2008b |
| Diethylphthalat | 10 | Høj | | | 1 | | | 320 | HSDB | 2,65 | EPI SUITE | 1,83 dage | HSDB | 5 dage | HSDB |
| Dimethylphthalat | 0,4 | Lav | | | 1 | | | 80 | | 1,33 | EPI SUITE | <1 - 123 dage | HSDB | 4 dage | HSDB |
| Di-n-butylphthalat (DBP) | 11 | Høj | | | 1 | 2,3 | 0,23 | 3,05 | HSDB | 4,61 | EPI SUITE | 19 dage | HSDB | 5 dage | HSDB |
| Di-n-octylphthalat | 2,1 | Høj | | | 1 | | | 2000000 | HSDB | 8,54 | EPI SUITE | 5 dage | HSDB | 21 dage - >180 dage (Flest >180 dage) | HSDB |
| Di-isodecylphthalat | 9,9 | Lav | | | 1 | | | | | 10,36 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |
| Di-isononylphthalat | 23 | Lav | | | 1 | | | | | 9,37 | EPI SUITE | < 60 dage | EPI SUITE | Ingen data | HSDB |

| Diverse | Opsamling risikovurdering | | | | | | | |
|--------------|---------------------------|--------------|--------|-----|---------|--------------|--------|-----|
| | Befæstede arealer | | | | Hustage | | | |
| | | Datakvalitet | | | | Datakvalitet | | |
| | Total | Høj | Middel | Lav | Total | Høj | Middel | Lav |
| Risiko | 5 | 0 | 0 | 5 | 0 | 0 | 0 | 0 |
| Ingen risiko | 4 | 0 | 0 | 4 | 0 | 0 | 0 | 0 |

| Diverse | Risiko | | | | | | | | | | | | | | |
|------------------------|-------------------|--------------|--------------|--------------|--------------|---------------|--------------|--------|---------|---------|---------------|---------|-----------|-------------|------------|
| Parameter | Befæstede arealer | | | | | Hustage | | | | | Kvalitetskrav | | Mobilitet | Nedbrydning | |
| | Samlet risiko | Datakvalitet | 1. trin | 2. trin | 3. trin | Samlet risiko | Datakvalitet | 1.trin | 2. trin | 3. trin | Befæstet | Hustage | | Aerob | Anaerob |
| MEK (methylethylketon) | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Ingen risiko | | | | | | Ingen krav | | Høj | Høj | Høj |
| Metaldehyd | Risiko | Lav | Ingen krav | Risiko | Risiko | | | | | | Ingen krav | | Høj | Høj | Lav |
| Tri-n-butylphosphat | Ingen risiko | Lav | Ingen risiko | | | | | | | | Opfyldt | | Mellem | Høj | Lav |
| Triphenylphosphat | Ingen risiko | Lav | Risiko | Ingen risiko | | | | | | | Ikke opfyldt | | Mellem | Høj | Høj |
| Dimethyldiethylbly | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Methyltriethylbly | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Lav | Ingen data | Ingen data |
| Tetraethylbly | Ingen risiko | Lav | Ingen krav | Ingen risiko | | | | | | | Ingen krav | | Lav | Høj | Ingen data |
| Triethylbly | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Mellem | Ingen data | Ingen data |
| Trimethylbly | Risiko | Lav | Ingen krav | Datamangel | Datamangel | | | | | | Ingen krav | | Høj | Ingen data | Ingen data |

| Diverse | Koncentrationer µg/l | | | | Kvalitetskrav µg/l | | | Fysisk/kemiske data | | | | | | | |
|------------------------|-----------------------------|--------------|---------|--------------|--------------------|--------------------|---------|---------------------|------|--------|-----------|-------------------|------|---------------------|-------------------|
| Parameter | Anvendt til risikovurdering | | | | Drikkevand | Overflade- vand | Havvand | Mobilitet | | | | Aerob nedbrydning | | Anaerob nedbrydning | |
| | Befæstet | Datakvalitet | Hustage | Datakvalitet | | | | Koc | Ref | LogKow | Ref | T½ | Ref | T½ | Ref |
| MEK (methylethylketon) | 8,39 | Lav | | | | | | 29 | HSDB | 0,26 | EPI SUITE | 2 dage | HSDB | 6,6 dage | HSDB |
| Metaldehyd | 0,062 | Lav | | | | | | 240 | HSDB | 0,85 | EPI SUITE | 2 måneder | HSDB | >200 dage | Pesticiddatabasen |
| Tri-n-butylphosphat | 0,1 | Lav | | | | 82 | 8,2 | 3600 | HSDB | 3,821 | EPI SUITE | 14 dage | HSDB | > 180 dage | HSDB |
| Triphenylphosphat | 0,5 | Lav | | | | 0,74 | 0,074 | 2514 | HSDB | 4,7 | EPI SUITE | 37 dage | HSDB | 32 dage | HSDB |
| Dimethyldiethylbly | 0,024 | Lav | | | | | | | | 3,9 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Methyltriethylbly | 0,018 | Lav | | | | | | | | 4,39 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Tetraethylbly | 0,029 | Lav | | | | | | | | 4,88 | EPI SUITE | <60 dage | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Triethylbly | 0,061 | Lav | | | | | | | | 3,84 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |
| Trimethylbly | 0,117 | Lav | | | | | | | | 2,37 | EPI SUITE | Ingen data | HSDB | Ingen data | HSDB |